



TITLE:

下水汚泥の効率的有効利用に関する研究(Dissertation_全文)

AUTHOR(S):

尾崎, 正明

CITATION:

尾崎, 正明. 下水汚泥の効率的有効利用に関する研究. 京都大学, 2011, 博士(工学)

ISSUE DATE:

2011-03-23

URL:

<https://doi.org/10.14989/doctor.k16064>

RIGHT:

許諾条件により要旨は2011-04-01に公開

下水汚泥の効率的有効利用に関する研究

尾崎 正明

目 次

ページ

第 1 章 序論

1-1. はじめに	1
1-2. 日本における下水汚泥有効利用の現状	1
1-3. 欧米における下水汚泥有効利用の状況	4
1-4. マテリアル利用の課題	7
1-5. エネルギー利用への展開	10
1-6. 研究目的と論文構成	11
第 1 章 参考文献	13

第 2 章 文献考察

2-1. 下水処理過程における重金属の挙動	15
2-1-1. 重金属の由来	
2-1-2. 下水処理過程における実態把握	
2-1-3. 下水汚泥の安全性向上	
2-1-4. その他の廃棄物の安全性向上	
2-1-5. 考察	
2-2. 粉体特性を活かしたリサイクル製品	21
2-2-1. 下水汚泥の資源化	
2-2-2. モルタル・コンクリート用混和材料	
2-2-3. 金属製造工程起源スラグ	
2-2-4. 考察	
2-3. リサイクル製品の品質基準	27
2-3-1. グリーン購入法の基本方針	
2-3-2. 特定調達品目の候補群	
2-3-3. 下水汚泥溶融処理技術の状況	
2-3-4. 廃棄物溶融スラグ	
2-3-5. 考察	
2-4. 熱処理時技術の現状	38
2-4-1. エコスラグ利用の現状	
2-4-2. 溶融処理技術の現状	
2-4-3. 焼却処理技術の現状	
2-4-4. 考察	
2-5. 結語	42
第 2 章 参考文献	44

第3章 下水汚泥の安全性向上	ー焼却灰中の重金属制御ー	
3-1. 背景と目的	・ ・ ・ ・ ・	48
3-2. 調査方法	・ ・ ・ ・ ・	49
3-3. 調査結果と考察	・ ・ ・ ・ ・	53
3-3-1. 全国の処理場での実態調査		
3-3-2. 特定の処理場での詳細調査		
3-3-3. 水処理プロセスにおける除去率		
3-3-4. 重金属収支		
3-3-5. 焼却処理工程における重金属挙動		
3-4. 焼却炉における重金属制御	・ ・ ・ ・ ・	70
3-5. 結語	・ ・ ・ ・ ・	70
第3章 参考文献	・ ・ ・ ・ ・	71
第4章 下水汚泥リサイクル製品の品質向上		
	ー粉体特性を活かしたコンクリート用混和材料の開発ー	
4-1. 背景と目的	・ ・ ・ ・ ・	73
4-2. 実験方法	・ ・ ・ ・ ・	74
4-3. 実験結果と考察	・ ・ ・ ・ ・	78
4-3-1. 球形灰の製造と高流動コンクリート用混和材への適用		
4-3-2. 球形灰の粉体特性と溶出特性		
4-3-3. 球形灰からの金属成分溶出抑制の検討		
4-4. 粉体材料の利用用途拡大	・ ・ ・ ・ ・	83
4-5. 結語	・ ・ ・ ・ ・	85
第4章 参考文献	・ ・ ・ ・ ・	86
第5章 下水汚泥リサイクル製品の品質	ーJIS化に伴う品質基準の検討ー	
5-1. 背景と目的	・ ・ ・ ・ ・	87
5-2. 調査方法	・ ・ ・ ・ ・	91
5-3. 調査結果と考察	・ ・ ・ ・ ・	93
5-3-1. 粗骨材適用性試験		
5-3-2. 長期暴露試験		
5-4. コンクリート分野での利用拡大	・ ・ ・ ・ ・	112
5-5. 結語	・ ・ ・ ・ ・	114
第5章 参考文献	・ ・ ・ ・ ・	114

第 6 章 効率的な下水汚泥有効利用	
6-1. 背景と目的	116
6-2. 試算および評価方法	116
6-3. 評価結果と考察	119
6-3-1. 温暖化ガス削減効果の評価	
6-3-2. 嫌気性消化の新たな役割	
6-4. ビジネスモデルの事例	123
6-5. マテリアル利用の効率化	126
6-6. 結語	128
第 6 章 参考文献	129
第 7 章 結論	131
用語等の一覧	135
謝辞	137

第1章 序論

1-1. はじめに

下水道の普及に伴い処理水量は年々増加し、それとともに発生する汚泥量も着実に増加してきた。汚泥の処理処分は、最終処分地の制約が大きい大都市のみならず、新たに下水処理を開始した中小都市においても課題となっている。そのため、汚泥処理については、より一層の効率化や省エネルギー化が求められる。また、天然資源の確保の観点から、汚泥はできるだけ有効利用することが望ましく、それぞれの地域特性に適した再利用技術を確立していくことが必要である。

汚泥処理の基本は減量化と安定化の2項目と考えられる。減量化は水分調整を行うことで後続の処理ユニットの効率を上げるとともに、処分汚泥量を減少するための必須の項目である。また、安定化は処分地における悪臭や害虫発生の防止、あるいは緑農地利用に際して根腐れを防止するなど重要な項目である。安定化とは、実質的には易分解性の有機物を分解することであり、嫌気性あるいは好気性消化がその代表的なプロセスである。

汚泥の有効利用には、汚泥自体を緑農地利用あるいは建設資材利用するマテリアル利用と、汚泥処理の過程で発生するメタンガスなどのエネルギー利用がある。マテリアル利用のうち緑農地利用は、汚泥中の有機物、窒素およびリンなどの肥効成分を肥料あるいは土壌改良材として活用するものである。建設資材利用は、焼却灰や溶融スラグを資材として活用したり、原料として建設資材を製造したりするものである。石灰系焼却灰では成分としてカルシウムの水硬性を利用した土壌改良材や路盤材、高分子系焼却灰ではケイ素やアルミナ等を利用したレンガ材料やセメント原料などがある。また、溶融スラグそのものを利用した路盤材やコンクリート骨材などがある。

本研究は、下水汚泥の有効利用促進を目的に、リサイクル製品の製造者だけでなく利用者の視点も加味して、リサイクル製品の製造、供給、利用および廃棄といった一連の過程に着目し、効率的に有効利用することについて検討するものである。

1-2. 日本における下水汚泥有効利用の現状

・マテリアル利用の現状

下水汚泥のマテリアル利用の状況について最近の推移を図1-1、図1-2に示す¹⁾。2007年度における汚泥発生量は約2.25百万t(乾燥重量)であり、その76.3%を有効利用している。その内訳を安定化先でみると、緑農地利用14.5%、建設資材利用61.2%(うちセメント資源化38.6%)、燃料化0.7%となっている。ここ10年間で有効利用の割合は大きな伸びを示しているが、セメント資源化を除けばほぼ横ばいの状況である。また、処理形態では、焼却灰67.8%、コンポスト10.8%、溶融スラグ9.8%、脱水汚泥8.5%の順になっている。

次に、緑農地利用と建設資材利用について処理形態別でみると、図1-3および図1-4に示す²⁾ように、緑農地利用ではコンポスト、脱水汚泥および乾燥汚泥がそれぞれ75%、

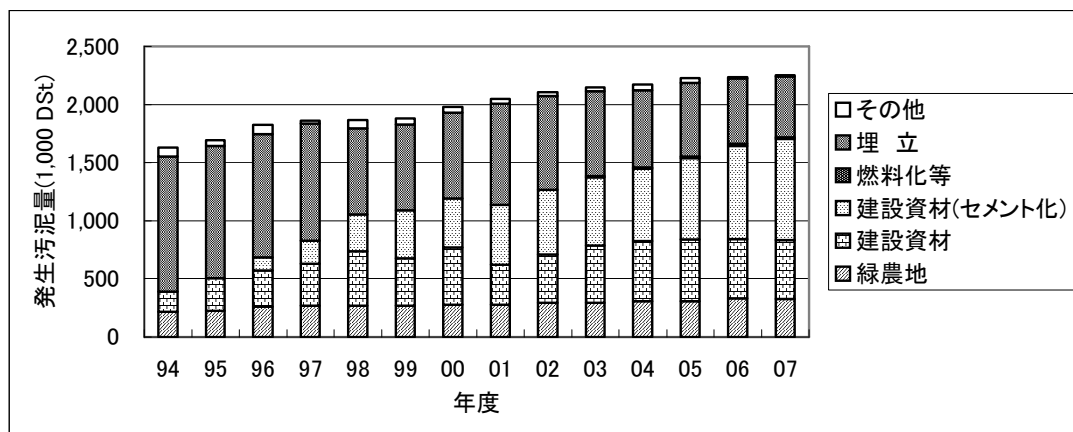


図1-1 下水汚泥発生量の経年変化(安定化先による分類、データは国土交通省調査より)

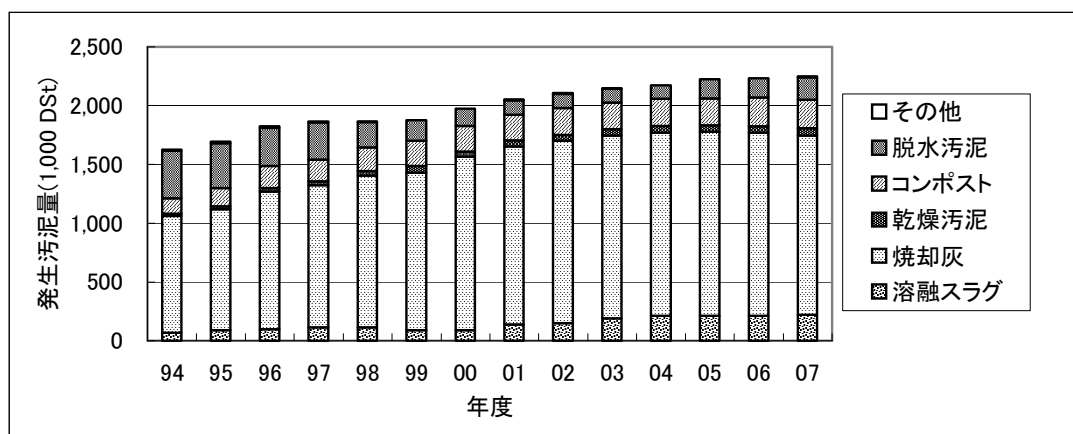


図1-2 下水汚泥発生量の経年変化(処理形態による分類、データは国土交通省調査より)

11%および 10%、ならびに建設資材利用では焼却灰、熔融スラグおよび脱水汚泥がそれぞれ 74%、15%および 9%の割合を占めている。ここ 2、3 年、建設資材利用で脱水汚泥が増加傾向にあるのはセメント資源化によるものである。また、この 10 年間では、熔融スラグの割合がやや増加傾向を示している。しかし、焼却灰の約 3 分の 1、これは汚泥発生量全体の 22.3%を占めるが、依然として有効利用できていない状況にある。

下水汚泥の有効利用に関しては、①特に緑農地利用では重金属の含有量が問題とされること、②建設資材利用では発生元である都市に利用が限定されること、などが特徴としてあげられる。これらについては、コンポスト製品に加工して品質基準を満足する汚泥肥料が流通し重金属問題に対して正しい理解が得られてきたこと、また、セメント原料として発生元から離れたセメント工場に輸送する機会が増えていることなど、状況は徐々に変化している。

セメント資源化が大きな伸びを示しているのは、セメント産業の事情もある。全国のセ

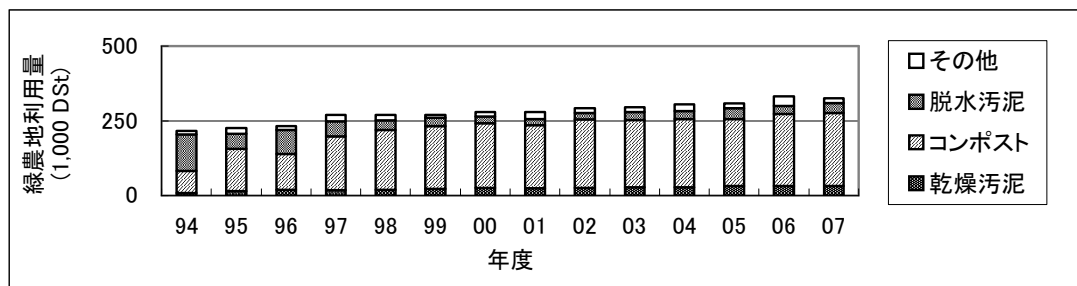


図1-3 緑農地利用量の経年変化(処理形態による分類、データは国土交通省調査より)

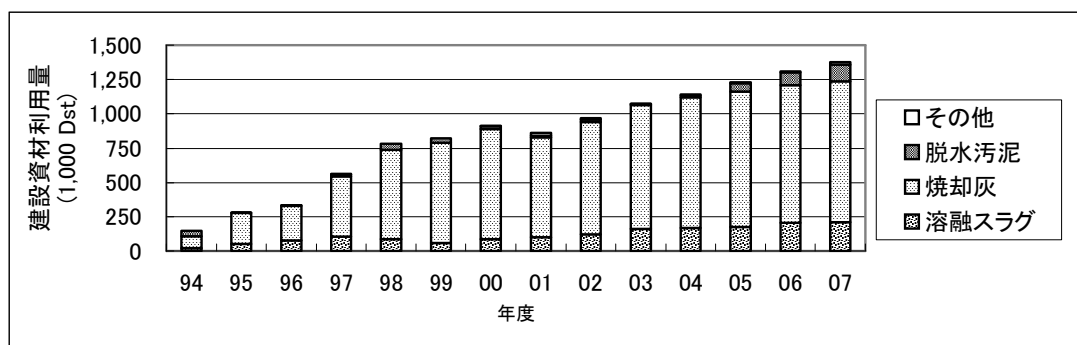


図1-4 建設資材利用量の経年変化(処理形態による分類、データは国土交通省調査より)

メント工場では、下水汚泥のほか、製鉄所の高炉スラグ、火力発電所の石炭灰、さらに建設発生土など、年間約 3,000 万 t の廃棄物や副産物が原料、混合材として利用されており、リサイクル産業という性格も帯びつつある²⁾。

セメント生産は 1996 年度の 9,927 万 t をピークに減少傾向にあるが、セメント 1t を製造するために使用する廃棄物や副産物の量は逆に増加傾向を示している。こうしたなかで、下水汚泥の有効利用のほとんどをセメント資源化に頼っている都市も多く、利用用途の多様化について、有効利用におけるリスク管理の観点から検討が迫られている。

また、下水汚泥リサイクル製品は、全体的にみてコスト、品質、流通等の理由により、一般市場において十分に競争力を有するものとなっていない可能性がある。これらの課題に対しては、下水汚泥リサイクル製品の製造者としてだけでなく、利用者の立場にたった、より使いやすく安全で安心な下水汚泥リサイクル製品の開発が必要となる。品質面に関する改良点として、近年では、下水汚泥からリンを回収することによって肥料とする試みや、下水汚泥を炭化することによって燃料化し、石炭の代替燃料として利用する試みが進んでいる。

・エネルギー利用の現状

地球温暖化対策として、下水汚泥の保有するエネルギーを回収する観点から、バイオガスの活用が注目される。下水汚泥のエネルギー利用として代表的なバイオガスは、2004 年

度において、発生量の約 7 割(210 百万 m³)を利用する一方で、残り約 3 割(80 百万 m³)は焼却処分している。利用用途としては、ガス発電とその他の有効利用がそれぞれ約 2 割であり、残りの約 3 割は消化槽の加温としての利用にとどまっている³⁾。

消化槽を設置する処理場は約 300 箇所であるが、近年では新設と廃止が概ね相殺し、総数がほぼ横ばいとなっている。新設の理由としては、①熱エネルギーの回収、②減量化による後段の汚泥設備容量の縮小化、③汚泥の質の安定化、④バッファ機能などが、一方廃止の理由としては、①維持管理費、②用地面積、③返流水による水質への影響、④焼却炉の設置などが、あげられる。

バイオガスの発生・利用を行っている処理場は、バイオガス発生量が年間 100 万 m³未満の処理場が半数以上を占めており、バイオガス発生量が少ない処理場が多い。利用率では 100%の処理場が約 70 箇所と最も多く、30%未満の処理場も 30 箇所近くあり、既存施設の効率的な運用で利用率を高める必要がある。特に、規模の小さい処理場で未利用のバイオガスが多いことから、これら処理場で利用割合を増加させる工夫が必要とされる⁴⁾。

・日本における下水汚泥有効利用の現状

以上より、下水汚泥の有効利用の現状を要約すると以下ようになる。

- 1) 乾燥重量で約 2.25 百万 t(2007 年度)が発生しており、このうち、緑農地利用は 14.5%、建設資材利用は 61.2%(うちセメント資源化 38.6%)となっている
- 2) マテリアル利用の割合は約 76%となり、ここ 10 年間で大きく伸びているが、セメント資源化以外に大きな進展はみられない。建設資材利用では、セメント資源化により焼却灰や脱水汚泥の利用は伸びているものの、汚泥発生量の約 7 割を占める焼却灰の約 3 分の 1 は有効利用できていない。
- 3) 近年、マテリアル利用では、地球温暖化対策として燃料化などエネルギー利用が脚光を浴びているほか、リン回収など新たな動きもみられる。

1-3. 欧米における下水汚泥有効利用の状況

海外における下水汚泥の有効利用について、下水道の普及が進んでいる、ヨーロッパおよびアメリカに関して、現状の把握を行った。ただし、日本のように毎年統計資料が整備されることはないので、最新の資料と考えられるものを対象とした。

・汚泥処理の状況 EU

下水汚泥の農業利用推進とそれに伴う土壌への影響防止の観点から、下水汚泥指令(86/278/EEC)が施行されて 20 年以上が経過し、現在、見直しについて検討が行われている。その中で、現状の分析が行われ、EU27 カ国における汚泥総発生量は乾燥重量ベースで年間 10.13 百万 t と推定された。

このうち、ほぼ 40%が農業利用のため土地に散布されると推定している。表 1-1 に示すように、各国で農業利用の状況は大きく異なり、EU15 カ国(2004 年までに加盟)の一部(デンマーク、フランス、アイルランド、ポルトガル、スペイン、イギリス)では、半

表1-1 EU加盟国における最近の1年間の下水汚泥発生量と農業利用量⁵⁾

加盟国	調査年	汚泥発生量		
		A(DSt)	B(DSt)	B/A(%)
オーストリア	2006	252,800	38,400	15%
ベルギー				
・ブリュッセル首都圏	2006	2,967	0	0%
・フランドース地方	2006	101,913	0	0%
・ワロン地方	2007	31,380	10,927	35%
デンマーク	2002	140,021	82,029	59%
フィンランド	2005	147,000	4,200	3%
フランス	2007	1,125,000	787,500	70%
ドイツ	2007	2,056,486	592,552	29%
ギリシャ	2006	125,977	56	<1%
アイルランド	2003	42,147	26,743	63%
イタリア	2006	1,070,080	189,554	18%
ルクセンブルク	2005	8,200	3,780	46%
オランダ	2003	550,000	34	<1%
ポルトガル	2006	401,000	225,300	56%
スペイン	2006	1,064,972	687,037	65%
スウェーデン	2006	210,000	30,000	14%
イギリス	2006	1,544,919	1,050,526	68%
小計EU15		8,874,862	3,728,638	42%
ブルガリア	2006	29,987	11,856	40%
キプロス	2006	7,586	3,116	41%
チェコ	2007	231,000	59,983	26%
エストニア	2005	26,800	3,316	12%
ハンガリー	2006	128,380	32,813	26%
ラトビア	2006	23,942	8,936	37%
リトアニア	2007	76,450	24,716	32%
マルタ		Nd	Nd	nd
ポーランド	2006	523,674	88,501	17%
ルーマニア	2006	137,145	0	0%
スロベキア	2006	54,780	33,630	61%
スロベニア	2007	21,139	18	<1%
小計EU12		1,260,883	266,885	21%
合計EU27		10,135,745	3,995,523	39%

分以上の汚泥が農業利用されている。一方、EU27 カ国の中で、3 地域では農業利用が行われておらず、さらに、4 カ国は 5%以下となっている⁵⁾。

焼却と埋め立ては、汚泥管理上農業利用の代替手段となっており、ほとんどの国で焼却が行われ、その場合、残渣は埋め立てられる。現在、フランドース(ベルギー)では 70%以上が焼却されるが、オランダでは約 60%、オーストリア、デンマーク、ドイツでは約 40%が焼却される。

埋め立てられる汚泥量は比較的少ない。これは、埋め立て指令(99/31/EC)において生物分解性廃棄物の埋め立ての削減が国家目標として設定されたことにより、下水汚泥の埋め立て禁止に効果があったことによる。しかし、新しい参加国のうちいくつかの国(例えば、

表1-2 USの下水汚泥有効利用量と処分量 ^{7), 8)}

		1998年調査		2004年調査	
		百万DSt	%	百万DSt	%
有効利用量	土地利用*1	2.8	41%	3.5	(36%)
	高度処理	0.8	12%		(11%)
	その他	0.5	7%		(2%)
	小計	4.1	60%		49%
処分量	埋立	1.2	17%	3.3	(28%)
	焼却	1.5	22%		(15%)
	その他	0.1	1%		(2%)
	小計	2.8	40%		45%
その他		0.0	0%	0.4	6%
合計		6.9	100%	7.2	100%

*1 コンポストのような処理・安定化を行わない

ギリシャ、ハンガリー、ポーランド)では、埋め立てが依然として主たる、もしくは唯一の手段となっている ⁶⁾。

・汚泥処理の状況 US

表 1-2 に 1998 年および 2004 年における US の下水汚泥利用量と処分量を示す ^{7), 8)}。1999 年の EPA の調査では、1998 年に乾燥重量で年間 6.9 百万 t の汚泥が発生したと推定している。そのうち、60%がそのまま土地利用(41%)、高度処理後に土地利用(12%)、その他の有効利用(7%、埋め立て地覆土や路盤材など)が行われた。通常の土地利用は病原性微生物に関してクラス B の処理に、高度処理はクラス A の処理(コンポスト化、アルカリ安定処理、熱処理など)に相当すると考えられる。一方、40%は焼却(22%)または埋め立て(17%)などにより処分された。この時点で、焼却および埋め立ては規制強化等により、2005 年、2010 年に、それぞれ、20%および 13%、19%および 10%に減少すると推定するとともに、有効利用は 66%から 70%に伸びるものと予想していた ⁷⁾。

2007 年の NEBRA(North East Biosolids and Residuals Association)の調査では、2004 年には年間 7.18 百万 t(乾燥重量)の汚泥が発生したと推定し、そのうち 49%を有効利用(そのまま土地利用 36%、高度処理後に土地利用 11%など)したが、45%は処分(焼却 15%、一般廃棄物埋め立て 28%など)し、残り 6%を貯蔵した結果になった。そして、残り 6%も最終的に利用するとして 55%が有効利用の割合と推定している。さらに、埋め立て覆土を処分と分類しているところもあることから、有効利用に数%の上乗せは考えられる ⁸⁾。

汚泥処理としての焼却は、人口が密ないくつかの州(コネチカット州、ロードアイランド州など)と、その他の取り扱い汚泥量が多いいくつかの都市(アンカレッジ、クリーブランド、インディアナポリスなど)に集中していた。NACWA(National Association of Clean Water Agencies)汚泥委員会が収集した資料では、2004 年に US には 234 基の焼却炉があった。

・汚泥に関する規制強化

表1-3 汚泥肥料中重金属の許容値

(単位: mg/kg)

重金属名	日本	US		EU		
		Part 503 Table 1(*1)	EPA Table 3(*2)	Directive 86/278/EEC	Final Report Option II Option III	
As	50	75	41			
Cd	5	85	39	20～40	10	5
Hg	2	57	17	16～25	10	5
Ni	300	420	420	300～400	300	50
Cr	500				1,000	150
Pb	100	840	300	750～1,200	750	250
Cu	(*3)300			1,000～1,750	1,000	400
Zn	(*3)900			2,500～4,000	2,500	600

*1 許容値(農地利用される全ての汚泥が超えてはならない)

*2 基準値(超えないものは高品質)

*3 基準値(超えたものは保証表への記述の義務)

EPA は 2010 年 4 月 30 日大気清浄法に基づいた産業用の焼却炉、ボイラーに対する新たな規制を提案した。NEBRA は EPA が提案した法律改正案に意見を申し出た⁹⁾。意見によると、大気清浄法の改正により、下水汚泥焼却は厳しい制約を受けることになり、多大なコスト増が見込まれる。それは下水汚泥を固体廃棄物とみなすことになり、焼却処理が難しくなるだけでなく、現在、大きな動きとなっている燃料化などエネルギー回収にも影響を与えると警告を発している。

一方、EU では下水汚泥指令の見直しに際し、次の 5 つのシナリオを検討した。すなわち、Ⅰ：現状のまま、Ⅱ：一定の基準強化(特に重金属)、Ⅲ：全ての物質の基準強化(いくつかの作物への使用禁止)、Ⅳ：汚泥利用禁止、Ⅴ：指令廃止である。報告書では、Ⅱで提示された重金属規制の強化が、既に各国の基準の方がより厳しい状況にあることから、現実的で達成可能なものとした。表 1-3 に日本、US および EU における汚泥肥料中の重金属基準値の比較を示す。

・欧米における下水汚泥有効利用の状況

以上より、欧米における下水汚泥の有効利用の状況をまとめると以下ようになる。

- 1) EU27 では乾燥重量で年間約 10.13 百万 t(2002～2007)が発生しており、このうち、ほぼ 40%が農業利用と推定しているが、国によって状況は大きく異なる。
- 2) US では乾燥重量で年間約 7.18 百万 t(2004)が発生しており、このうち、約 49%が農業利用、約 45%が処分(焼却約 15%)と推定している。
- 3) EU では下水汚泥指令の見直しにおいて重金属規制の強化について検討した。また、US では大気清浄法による規制強化の新たな動きがみられる。

1-4. マテリアル利用の課題

本節では下水汚泥のマテリアル利用に関して、最近の動向を取上げ、分析を行うことで、

今後の利用拡大のために検討すべき課題について整理する。農業利用では新たな汚泥肥料の規制における環境安全性の考え方を、建設資材利用ではリサイクル認定制度を事例として環境安全性を含む品質基準の考え方を取上げる。

・環境安全性

肥料の原料であるリン鉱石やカリウム鉱石の値段が高騰し、今まで活用されてこなかった汚泥の肥料としての利用が進んでいる。肥料に有害物質が含まれている場合、その肥料を介して農作物が汚染され、人体に有害物質が取り込まれる恐れがある。このような資源を用い肥料を製造する場合には、その安全性を確認することが重要である。

汚泥肥料の規制のあり方について検討が行われ、次の 3 つの選択肢が想定された¹⁰⁾。すなわち、①有害成分の含有最大量の規制強化、②特定普通肥料制度の活用、③肥料生産者による品質管理である。①では、既に諸外国に比べて厳しい状況にある。②では、今のところ、農家に対し施用方法(施用量、施用時期、施用する農作物の種類、施用する地域等)を義務づけるほどの肥料は無いことから、特定普通肥料に指定されたものは無い。③では、一部では生産者団体による品質管理に関するマニュアルを策定する必要がある。

この検討を受けて、汚泥肥料中の重金属についてその適正な管理を推進するための手引書が策定された¹¹⁾。手引書に沿って生産業者が自主的な管理を行うことにより、汚泥肥料の供給を受ける農家等においても安心して有用な有機質資源を活用することができるとともに、供給する生産業者でも重金属の含有量が許容値を超えないように予防することが可能としている。対象とする肥料は、し尿汚泥肥料、焼成汚泥肥料、下水汚泥肥料、工業汚泥肥料、汚泥発酵肥料および混合汚泥肥料であり、分析対象の重金属は、As、Cd、Hg、Ni、Cr および Pb である。

肥料取締法に基づき実施された汚泥肥料の生産業者への立入検査の結果、2003 年から 2009 年までの 7 年間に検査した 1,069 点の試料のうち、22 件の許容値超過の事例があった。As、Ni、Cr および Pb の含有量は、肥料の種類にかかわらず、ほとんどの検査品が許容値の半分以下であった。一方、Cd は下水汚泥肥料およびし尿汚泥肥料では許容値付近まで尾を引く分布となっており、許容値付近の濃度を含有する検査品がみられた。このことから、Cd は下水汚泥肥料およびし尿汚泥肥料において、許容値を超過する可能性があると考えられると指摘している。また、すべての製品について検査することは困難であるとし、汚泥肥料の原料から生産工程中の重金属濃度を適切に管理すべきとしている。

・リサイクル製品認定制度

リサイクル製品認定制度は、都道府県等の地域内で生産されるリサイクル製品について、品質および環境安全性の基準を満たしたものを認定する制度であり、地域内のグリーン調達の促進を目的としている。国立環境研究所の調査では、2008 年において 35 道府県で定められている^{12),13)}。

認定製品は主として①土木建築資材、②農業用資材、③日用品などに分類され、土木建築資材が全体の 8 割以上を占めた。2008 年 2 月現在で、土木建築資材と農業用資材の認定

製品の総数は 4,083 製品であり、前者が約 9 割(3,493 製品)となった。品目では、コンクリート二次製品、砕石、路盤材、アスファルト製品の 4 製品で認定製品の半数以上(2,204 製品)を占めた。また、認定数が多いのは、土木建築資材では約 1,000 製品のコンクリート二次製品、農業用資材では約 200 製品の肥料、堆肥あるいはバーク堆肥となった。

認定製品に使用される循環資源は、①建設副産物、②廃棄物および③農業副産物に分類され、廃棄物を使用した製品が約 9 割を占めた。廃棄物では、がれき(コンクリート塊、アスコン塊)と溶融スラグが多く用いられた。同時に行われたアンケート調査からは、路盤材にはコンクリート塊、アスファルト製品にはアスコン塊、コンクリート二次製品には溶融スラグと高炉スラグが多く使用されていた。また、販売・調達実績では、路盤材、アスファルト製品が圧倒的に多く、調達金額では、この二製品に加えてコンクリート二次製品が多くなった。次に、循環資源の利用割合(配合率)は、路盤材は 60~100%、アスファルト製品は 10~50%、コンクリート二次製品は 20%前後であった。

また、アンケート結果では、「認定申請で不可となった理由」について、環境安全性評価が困難または土壌環境基準不適合(7)、品質(JIS 他)(5)、県内製造でない(4)、再生資源含有率が基準以下(4)、技術未確立・販売実績微小(または無い)(3)、製造者の環境法令(特に廃掃法)違反(3)などとしており、さらに、「制度創設の際、制度運用過程で困っている点、トラブル事例など」について、認定基準の無い新規製品(5)、安全性の確認方法(3)、再生資源配合率の設定(事業者の技術に依存)(2)、フォローアップ(実績調査など)の不足(2)などとしている。特に、「国に期待したい支援等」について、品質・環境安全性などの認定基準の共通的なガイドライン・指針などが必要(26)、循環資源配合率についての指針(2)などがあがっており、認定の判断基準として、製品本来の機能を発現するための品質基準、環境安全性に関する基準、循環資源の含有レベルなど天然資源消費抑制の観点からの基準の必要性を指摘している。同時に、公共での優先調達の水準をさらに上げていくため、公共利用を原則義務化の方向にしていくことも一つの方策としているが、通常、リサイクル製品認定制度は廃棄物・リサイクル部局が担当であることから、利用する側である土木建設部局の理解・協力を得ることが最重要ポイントとしている。

・マテリアル利用の課題

以上より、マテリアル利用の課題として以下のようにまとめる。

- 1) リサイクル製品で課題となる環境安全性については厳しい規制が行われている。特に、最近の汚泥肥料のあり方では生産業者による自主的な管理が求められる。
- 2) 認定製品としては、土木建築資材が全体の 8 割以上を占め、がれき(コンクリート塊、アスファルト塊)や溶融スラグなど廃棄物を使用した製品が約 9 割を占めた。
- 3) 環境安全性を含む品質基準は、JIS など一部のリサイクル製品について定められているに過ぎない。新規製品の認定基準や安全性の確認方法の確立が求められる。

下水汚泥中の重金属の適切な管理を行うためには、下水処理過程での重金属挙動の把握や、リサイクル原料となる焼却灰などでの重金属制御が重要となる。また、下水汚泥の有

効利用を促進するためには、利用者の理解・協力を得ることが必要であり、リサイクル製品の環境安全性や品質基準を確保することが重要となる。

1-5. エネルギー利用への展開

本節では下水汚泥のエネルギー利用に関して、最近の動向を取上げ、分析を行うことで、今後のエネルギー利用拡大のために検討すべき課題について整理する。地球温暖化対策の観点から、自治体では自動車燃料や都市ガス供給など処理場外部でのバイオガス活用を展開している。一方で、エネルギー消費削減の観点から、発生場所である処理場での利用拡大も重要である。

・ 処理場外部での利用

神戸市では、バイオガス中のメタン濃度を約 60%から 98%に高め不純物を除去することで、自動車燃料として活用可能な高品質の「こうべバイオガス」の製造に成功した。その後、さらにバイオガスの 100%利用を目指して、熱量調整、微量成分除去や付臭を行い都市ガスと同等レベルにまで成分調整を行い、都市ガス事業者の導管網への直接注入を行うことになった¹⁴⁾。

ガス事業者による見直しも進んでいる。代エネ法(石油代替エネルギーの開発及び導入の促進に関する法律)見直しに伴い制定される新法(エネルギー供給事業者による非化石エネルギー源の利用及び化石エネルギー原料の有効な利用の促進に関する法律)および改正法(非化石エネルギーの開発及び導入の促進に関する法律)は、ガス事業者における非化石エネルギーの一つとして「バイオガス」の有効利用を以下のように規定している¹⁵⁾。

都市ガス工場での利用の取り組みでは、バイオガスの発生場所や品質等成立要件を満たす必要がある。下水処理場で発生するバイオガスを都市ガス工場の原料として有効利用する際の成立条件は以下のとおりである；

- ① バイオガス発生施設と都市ガス工場が隣接し、一定の投資採算性が見込めること、
- ② バイオガスの品質、圧力、量、価格等の受け渡し条件を満たすこと。

これの実施事例としては、金沢(臨海水質管理センター⇒ 金沢市企業局港エネルギーセンター)【2005 年導入】、および長岡(長岡中央浄化センター⇒ 北陸ガス(株)蔵王工場)【1999 年導入】がある。

ガス導管への注入に対する取り組みでは、発生と都市ガス化のための設備(熱調・付臭)コスト等を勘案すると、バイオガスは発生場所でのオンサイト利用が最も合理的である。オンサイト利用の余剰が発生する場合に買い取る際の成立条件は以下のとおりである；

- ① バイオガスが都市ガスと十分混じり合わないで需要家に流れる可能性があり、注入するガスの品質を管理するため、高度な精製設備、監視装置の設置、運転管理が可能なこと、
- ② バイオガス発生施設の近くに都市ガス導管があり、一定の投資採算性が見込めること、
- ③ バイオガスの圧力、量、価格等の受け渡し条件を満たすこと。

経産省は事業者の動きを後押しするため、全国 2 箇所バイオガス買い取りに向けた実

証実験を始めた。東京ガスは食品残渣由来の、大阪ガスは下水汚泥由来のバイオガスを受け入れる。大阪ガスでは、実現可能性の検証の結果やエネルギー供給構造高度化法が成立したこと等を受け、バイオガス受け入れの早期実現と拡大のため、当初 5 年間は購入価格を 2 倍とすることなどを盛り込み、購入要領の見直しを行った¹⁶⁾。

・バイオガス発生場所での利用

処理場内のバイオガス利用について、従来の消化槽加温は季節的な変動があり夏期は余剰ガスが発生した。年間を通じて利用するシステムの構築が求められ、バイオガス発電が実施されてきたが、十分な普及を果たしていないのが現状である。そのため、消化槽自体の能力も十分に活用されてこなかった可能性がある。

福岡市では消化槽投入汚泥の濃度を増加させることにより、消化量を 50%以上増加させた。その結果、バイオガスの発生量を増加させることだけでなく、脱水ケーキ量も 10%以上減少させ、その他の関連する経費も削減が可能となった¹⁷⁾。

「エネルギーの合理化に関する法律」に基づき、毎年前年度比 1%のエネルギー原単位の削減を努力目標として課せられている処理場も多い。長野県下水道公社では、余剰ガスが発生し燃焼処理をしていたが、焼却炉補助燃料に使用するバイオガスの割合を増やすことで重油燃料の代替として使える可能性を確認した¹⁸⁾。

・エネルギー利用の課題

以上より、エネルギー利用の課題として以下のことがあげられる。

- 1) バイオガス発生量が多い大規模処理場では 100%利用が課題となっている。自家消費後の余剰分について、都市ガスの導管注入が可能になった。
- 2) 消化槽自体の能力が十分に活用されていない。投入汚泥の濃度を増加させることで、バイオガスの発生量を増加させ、脱水汚泥量を減少させることが可能である。
- 3) 下水汚泥焼却炉において、焼却補助燃料から主燃料とする試みなどがある。こうした新たな動きが自家消費の拡大につながる可能性がある。

バイオガス利用に関しては、まずは処理場での自家消費の拡大について検討を行うべきと考える。消化槽の能力を活用し焼却炉の補助燃料としてすることで、処理場からの CO₂ 発生量を削減することが可能となる。

1-6. 研究目的と論文構成

下水汚泥の有効利用について、環境安全性を含む品質基準に関して自主的な管理の視点から、下水処理過程での重金属挙動の把握やリサイクル原料となる焼却灰などの重金属制御とともに、リサイクル製品の品質の向上が重要となる。また、有効利用促進に関して利用者の理解・協力を得るという視点から、マテリアル利用では溶融スラグの JIS 化に代表される品質基準の確立、また、エネルギー利用では自家消費の拡大が重要と考えられる。

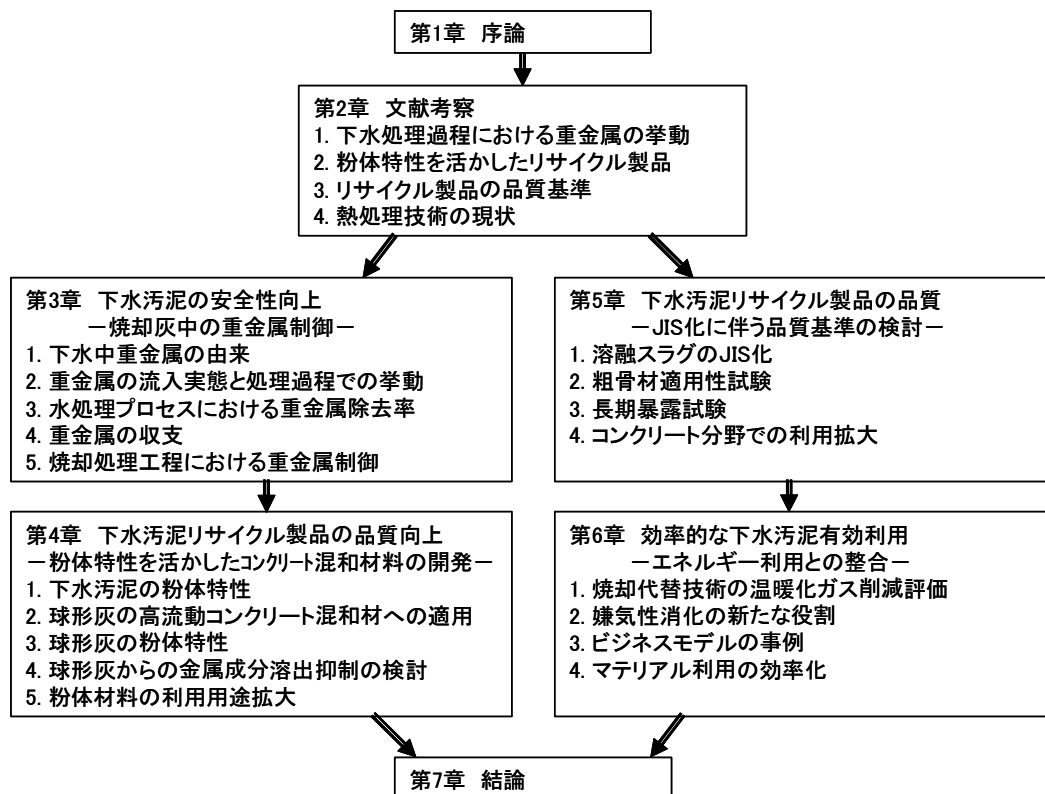


図 1-5 本研究の論文構成

本研究では、マテリアル利用における環境安全性を中心とした品質管理に重点をおいて検討を行うが、エネルギー利用との整合の図れた有効利用、また、成功事例のビジネスモデルなどをもとに効率的な下水汚泥有効利用について検討を行う。以下に、論文概要を述べるとともに、図 1-5 に論文構成を示す。

第 2 章では、下水処理過程における重金属の挙動、粉体特性を活かしたリサイクル製品、リサイクル製品の品質基準およびエネルギー利用の展開について既往文献の調査と考察を行う。

第 3 章では、リサイクル原料である下水汚泥の製造工程とも言える下水処理過程を取上げ、環境安全性で課題となる重金属の挙動を把握する。下水中の重金属に関する既存の知識を整理し、その由来について整理する。その上で、実態調査の結果をもとに、重金属に関する原単位を算出し既存のものと比較するとともに、水処理プロセスにおける除去率および下水処理過程における重金属の収支などを整理する。また、焼却処理における重金属の制御について論じることで、主なリサイクル原料である焼却灰の安全性向上対策について検討する。

第 4 章では、下水汚泥リサイクル製品としては、建設資材として実績の少ないコンクリート混和材料を取上げる。粉体材料としての下水汚泥を改質した球形灰を事例として、高流動コンクリート混和材としての利用および製造工程での安全性確保の試みについて検討する。また、耐酸性コンクリートの硬化材や溶融スラグ細骨材との併用など、利用用途の拡大について整理する。

第 3 章と第 4 章が、リサイクル原料製造者の立場からの検討を行うものであるのに対して、次の第 5 章は、リサイクル製品利用者の立場も含めた検討を行うものである。

第 5 章では、JIS 基準が策定された一般廃棄物及および下水汚泥溶融スラグを事例として取り上げ、溶融スラグ粗骨材としての適用性について検討する。また、同じく溶融スラグ粗骨材を用いて長期暴露試験を実施した結果から、品質面で課題とされる耐久性について論じる。さらに、溶融スラグの利用拡大について課題を整理する。

第 6 章では、効率的な下水汚泥の有効利用について、エネルギー利用を考慮したマテリアル利用について検討する。また、自治体だけでなく関連する業界まで視界を広げたビジネスモデル(セメント原料化や汚泥燃料化など)の事例について検討し、製造から施工・廃棄の段階まで含めた効率的な下水汚泥有効利用について検討する。

第 7 章は、結論として、本研究で得られた成果と今後に残された課題について述べる。

第 1 章 参考文献

- 1) 石井宏幸、山口裕司：下水汚泥資源利用の動向と今後の課題について、再生と利用、Vol.34、No.127、pp.58-67、(社)日本下水道協会、2010.3
- 2) (社)セメント協会 HP(<http://www.jcassoc.or.jp>)
- 3) 資源のみちの実現に向けて、資源のみち委員会報告書、2007.3
- 4) 下水汚泥エネルギー利用調査報告書、(社)日本下水道協会、2008.3
- 5) Environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land, Final Report, Part 1: Overview Report; Directorate General Environment of the European Commission, DG ENV.G.4/ETU/2008/0076r
- 6) Environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land, Final Report, Part 3: Project Interim Reports, Assessment of Existing Knowledge; Directorate General Environment of the European Commission, DG ENV.G.4/ETU/2008/0076r
- 7) Biosolids Generation, Use, and Disposal in the United States; U.S. Environmental Protection Agency, Municipal and Industrial Solid Waste Division, Office of Solid Waste, EPA530-R-99-009, 1999
- 8) A National Biosolids Regulation, Quality, End Use & Disposal Survey, Final Report; North East Biosolids and Residuals Association (NEBRA), 2007
- 9) Re: NEBRA Comments on Docket ID No. EPA-HQ-RCRA-2008-0328; North East

Biosolids and Residuals Association (NEBRA), 2010

- 10) 汚泥肥料の規制のあり方に関する懇談会報告書、農林水産省、2009.3
- 11) 汚泥肥料中の重金属管理手引書、農林水産省、2010.8
- 12) 大迫政浩、肴倉宏史：リサイクル製品認定制度の課題と展望、(社)日本産業機械工業会エコスラグ利用普及センター、第13回自治体連絡会資料、2008.10.16
- 13) リサイクル製品認定制度情報サイト(<http://recycle.eco.coocan.jp/>)
- 14) 瀧村豪、長岡務、堀江龍一：「こうべバイオガス」の都市ガス注入実証事業について、第47回下水道研究発表会講演集、pp.441-443、2010
- 15) 再生可能エネルギー・バイオガス利用に関する都市ガス業界の取組み、低炭素社会におけるガス事業のあり方に関する研究会(第5回)配付資料4、資源エネルギー庁、2009.6.10
- 16) バイオガス購入要領、大阪瓦斯㈱、2008.4 制定、2010.4 改定
- 17) 真鍋和義、財津修一、中尾英樹：汚泥処理の運転事例(消化槽の効率的活用)、第45回下水道研究発表会講演集、pp.881-883、2010
- 18) 臼田浩秀、牧内貞彦、城田政博：未精製消化ガスを主燃料とした汚泥焼却炉の運転について、第47回下水道研究発表会講演集、pp.462-464、2010

第2章 文献考察

2-1. 下水処理過程における重金属の挙動

2-1-1. 重金属の由来

下水処理過程における重金属の挙動については、当初、活性汚泥や汚泥処理への影響に関する調査が実施されたが、1970年代半ばになると汚泥への蓄積や農業利用との関連について調査が行われた。また、重金属の由来についても、バックグラウンドとなる生活排水や合流式下水道など雨水負荷が考慮された。背景として、工場排水規制により除害施設での処理が行われ、直接、下水処理に影響を与えるような高濃度の重金属の流入がみられなくなったことがあげられる。

・生活排水系の重金属負荷

山岸¹⁾は、溶存態金属に着目して下水処理場での調査を行い、非溶存化(吸着)しやすいCr、Cu、Znは除去されやすく、溶存態のままのNi、Mnは除去されにくいとの示唆を与えている。また、寺町ら^{2), 3)}は、分流式団地下水処理場での調査から工場廃水の流入がない汚泥中の重金属バックグラウンドを提唱するとともに、合流式下水道での自然系、人間系からの流域負荷を考慮した検討を実施している。

主に生活排水が流入する岡山市の浄化センターにおいて、16元素(Be、Al、Cr、Mn、Fe、Ne、Cu、Zn、As、Mo、Se、Cd、Sb、Te、Hg、Pb)が分析され試算が行われた⁴⁾。その結果、生活排水中の生活用品由来の元素の割合はSeが最も高く全含有元素の71.3%であり、Teは16.4%であった。これ以外の元素は10%以下であり、生活用品の割合は低かった。また、飲用水の寄与はほとんどないことから、ほとんどが食事由来と考えられるとしている。

以上より、合流式下水道において流域負荷を考慮する必要があるものの、下水汚泥中の重金属は、生活排水系、特に、食事由来のものがその多くを占めることが示唆される。日本における下水汚泥の緑農地利用の割合は欧米の1/2から1/3に過ぎないが、生活排水を処理する下水処理場から発生する下水汚泥中の重金属は食事由来のものが多いと考えられることから、緑農地利用を下水汚泥有効利用の基本とするべきものとする。

・降雨に伴う重金属負荷

降雨時に下水道へ流入する道路脇粉塵について、名古屋市でその細粒分($63\mu\text{m}$ 以下)を分析した報告がある⁵⁾。主成分のうち、Fe、Mn、Ca、Pにおいて人為起源物質の寄与が50%を超える試料が全体の9割以上を占めた。微量成分では、Cr、Zn、As、Sb、Hfにおける人為起源物質の寄与が顕著であった。これらのうち、Ca、P、Zn、Fe、Mnについては、自動車に関連して生じる粉塵粒子に由来する可能性が高いことを指摘している。また、近年、土壌、地下水における汚染が注目されるAs、Sbについても道路粉塵中に濃集していることを指摘している。

また、底泥に堆積しやすい粒子態金属の貯留の場である雨水ます堆積泥の重金属含有量について、東京都で測定した報告がある⁶⁾。Fe、Ti、Mnの濃度分布は正規分布に近く試料

地点の性質に依らなかったのに対して、Zn、Cu、Cr、Pb は最頻値より右に広がりのある分布で、採取地点における人間活動や自然環境の差を敏感に反映していた。さらに、大通りの重金属含有量の平均値が Pb、Zn、Cr についてはそれ以外の通りの 2 倍程度となっていることを指摘している。

これらの研究は、直接、下水中の重金属を測定したものではないが、粉塵や堆積泥が下水処理場に流入し、最初沈殿池の汚泥中に蓄積することが予想される。

・重金属の由来

以上より、重金属の由来に関して以下のことが示されている。

- 1) 重金属の汚泥への蓄積と農業利用の関連について、工場廃水の規制が強化されて以降、主として生活排水由来の重金属が汚泥中に蓄積するものとされた。
- 2) 合流式下水道では、自然系、人間系からの負荷を考慮する必要がある、近年でも種々の調査が行われている。

2-1-2. 下水処理過程における実態把握

下水中の重金属は、下水処理場において発生する汚泥中に濃縮すると考えられる。下水汚泥をリサイクル原料として考えた場合、生活排水由来の重金属については規制が困難であることから、下水処理過程における挙動を把握することが重要となる。

・水処理過程

処理区域の条件の異なる処理場 15 箇所について、下水処理過程における重金属の汚泥への蓄積について検討が行われた⁷⁾。調査対象とした処理場毎の固形物中重金属含有量には、かなりのばらつきがあった。また、それぞれの処理場における試料毎の重金属含有量にも、ややばらつきが認められた。試料毎の含有量の違いについて検討するため、Cu、Zn、Ni、Mn の 4 種類の重金属について、それぞれ初沈流入固形物中含有量と初沈汚泥中含有量、反応タンク流入固形物中含有量と余剰汚泥含有量が比較された結果、以下のことが示された。

①これらの重金属のうち、流入水中においては、Cu、Zn は固形性の割合が高く、Ni、Mn は溶解性の割合が高かった。また、工場排水率と重金属の流入量の間には明確な相関は認められなかった。②汚泥中の濃度については、ばらつきの大きな Mn を除いて初沈流入固形物中含有量と初沈汚泥中含有量はほぼ等しくなった。一方、反応タンク流入固形物中含有量と余剰汚泥中含有量の比をみると、Cu および Mn で余剰汚泥中の含有量が反応タンク流入固形物中の含有量より明らかに大きく、Zn、Cr の場合は両者に明確な差はなかった。③各金属の反応タンク流入固形物中含有量と余剰汚泥中含有量の比が重金属の種類により異なることから、反応タンクにおいて固形物の捕捉以外の蓄積機構が寄与しているものと想定された。

以上より、下水中の重金属の汚泥への蓄積に関して、固形性と溶解性に分けて重金属の挙動をみることが重要であることが分かる。また、一次処理である最初沈殿池と、二次処理である反応タンクでは、その蓄積機構に相違があると考えられるため、各々の重金属挙

動について別途に測定を行うことが必要である。

・汚泥処理過程

下水汚泥の有効利用または処分上の問題点として、焼却灰からの **As** や **Se** の溶出濃度が問題となる。愛知県では焼却灰からの **Se** 溶出濃度が上昇傾向にあり、有効利用検討の前に問題点に関する調査を行った⁸⁾。その結果、以下の知見が得られた。水処理の運転条件との関連をみると、**ASRT** を長くすると焼却灰中の **Se** 含有量が上昇する傾向があった。また、**PAC**(アルミ系凝集剤)の注入率を上昇させると **Se** の溶出濃度が低下する傾向がみられた。次に、試験的に電気炉で汚泥を焼却した場合、灰中の **Se** は気化し検出されないことから、焼却炉の排ガス処理工程が重要な要素になると考えられた。さらに、焼却炉内におけるガス状 **Se** および粒子状 **Se** の挙動調査から、汚泥中から気化した **Se** が排ガスの捕集過程において温度が低下し、焼却灰の表面へ吸着あるいは凝縮するものと推測された。

仙台市では、加圧脱水から遠心脱水への切り替えに伴い脱水汚泥の性状が変化し、問題となった焼却灰からの **As** 溶出の抑制方法の検討を行った⁹⁾。消石灰、ポリテツ等を添加したところ、消石灰では単独でも 1%以上の添加で **As** はじめ金属類の溶出がなかった。一方、ポリ鉄の単独使用では **As** 溶出抑制は十分でなく、酸性により **As** 以外の多くの金属類の溶出があった。このとき、**NaOH** を併用し **pH** 調製を行うと、中性では良好な結果となったが、強アルカリ性では **As** はじめ金属の再溶出が起こった。しかし、消石灰を併用し **pH** 調整を行うことで、強アルカリ性でも金属類の再溶出はほとんどなくなった。

下水汚泥をリサイクル原料として捉えた場合、重金属の溶出量と含有量について考慮する必要がある。上記のように焼却灰については、添加される薬品が重金属の溶出量に影響を与えること、焼却処理過程における重金属の挙動が含有量に大きな影響を与える可能性があることが示された。特に、後者の焼却処理については、揮発した重金属が水処理過程に戻るため、流入水以外の新たな負荷になることが想定される。そのため、下水処理過程における重金属の挙動の把握では、汚泥処理からの返流水の影響も考慮して、下水処理場全体で重金属の収支を把握することが重要となる。

・下水処理過程における重金属の挙動

以上より、下水処理過程における重金属の挙動については以下のようにまとめられる。

- 1) 流入水中の固形性重金属と初沈汚泥中の重金属の関連から、最初沈殿池での固形性重金属の除去が想定された。また、反応タンク内での重金属の挙動については、固形性の捕捉以外の蓄積機構が想定された。このため、下水処理過程における重金属の挙動調査に際しては、固形性と溶解性の挙動の把握が重要であるとともに、最初沈殿池と反応タンクでの挙動について各々考慮することが必要である。
- 2) 下水汚泥をリサイクル原料として捉えた場合、重金属の溶出量と含有量について考慮する必要がある。前者では汚泥中に蓄積された重金属の溶出を抑制すること、後者では汚泥中への蓄積を考慮することが重要となる。特に、含有量については、汚泥処理からの返流水が水処理に与える影響も考慮する必要がある。

2-1-3. 下水汚泥の安全性向上

従来、大都市を中心に減量化の観点から焼却処理が実施されてきたが、近年では、埋め立て処分地の不足や天然資源の保全の観点から、焼却灰の有効利用が必要となっている。また、下水汚泥の環境安全性に関しては、環境基準で示されている溶出量が目安となる。本項では、焼却灰からの重金属溶出量を抑制し無害化することにより、環境安全性を確保したリサイクル原料とする研究について着目し、文献考察を試みる。

・下水汚泥焼却灰の薬剤処理

東京都では、薬剤添加と加熱処理による焼却灰からの As と Se 等の溶出抑制に取り組んでいる¹⁰⁾。これまで、焼却灰からの As、Se の溶出抑制方法としては消石灰添加が多く用いられるが、この方法では、強アルカリ条件化で As、Se が Ca と難溶解性塩を生成し、一時的に溶出が抑制されるに過ぎない。例えば、降雨により消石灰が洗い流されるような条件や酸性雨を模擬した酸性溶液による溶出試験で溶出抑制効果を持続することは難しい。

薬剤添加として「硫酸第一鉄添加+放置+加熱処理(400℃)」が提案されたが、灰性状によっては新たに Cd が溶出する場合があることが課題となり、「(硫酸第一鉄+チオ硫酸ナトリウム)添加+加熱処理(150-200℃)」の検討が行われた。Cd については、硫酸第一鉄添加により生成すると考えられる易溶性の CdSO_4 がチオ硫酸ナトリウムの還元作用により難溶性の CdSO_3 になることで溶出が抑制されるものと推察された。また、実証施設を用いて、実用化に向けた検証と評価が行われ、焼却灰を連続的に処理する設備の目途がたち、必要とされる薬品添加量もより少ない量で効果が確認された¹¹⁾。

一方、消石灰添加の改良法として、臨界点(375℃、22MPa)以下の高温・高圧の水を使う水熱反応を用いる技術も検討された¹²⁾。この技術は、焼却灰中の SiO_2 と消石灰中の Ca 分を水熱条件下で反応させることにより、ケイ酸カルシウム(トバモライト)を合成し、物理的に安定した強度の高い結晶に成長させ、重金属類をこの結晶中に閉じ込めることにより、溶出を抑制する方法である。

焼却灰、消石灰及び水を均一に混合し、その後、造粒した試料を加圧容器であるオートクレーブで加熱処理する。ここでは、植栽用土や埋め戻し土などへの利用用途を想定し、5mm 以下の造粒品となるよう設定されている。実際の焼却灰を用いて加熱処理(200℃飽和水蒸気圧 16MPa、20hrs)による調査が行われた結果、As は消石灰添加 5%程度、Se は消石灰添加 10%以上で環告法 46 号を満足することが確認された。

さらに、溶出量を環境基準以下に抑制するための最適な反応条件が明らかでなかったことから、実験室、小規模プラントを用いて検討が行われた¹³⁾。調査の結果、「反応温度 165℃、反応時間 20 時間、消石灰添加量 10%」の条件下で水熱反応を行うことで、溶出抑制が確認された。また、処理灰を歩道用舗装材等の原料に使用できることも分かった。

以上の技術は、下水汚泥中に蓄積された重金属について、難溶解性のものとする、あるいは結晶化させて、溶出量を抑制する試みである。加熱処理についても 200℃以下とするな

ど、エネルギー消費に配慮された技術となっており、実用化が待たれる。特徴として、特定のリサイクル製品を想定したものではなく、リサイクル原料からの重金属溶出量の抑制を目的とする無害化技術である点があげられる。また、課題として、焼却灰を取り出してからの措置となるため、新たな処理施設が必要となる点があげられる。

- ・下水汚泥焼却灰の無害化

技術の状況は以下のようにまとめられる。

- 1) 下水汚泥をリサイクル原料として活用するため無害化する試みについて、薬剤処理は実証段階にあり、また、水熱反応は実験室、小規模プラントの段階にある。
- 2) 水熱反応の技術は、エネルギー消費面から実用化が待たれる技術であるが、焼却とは別途の処理プロセスであることなどの課題もあげられる。

2-1-4. その他の廃棄物の安全性向上

下水汚泥焼却灰以外の無害化の事例として、同様に、加熱処理の副産物である、ごみ焼却灰、石炭灰での対策について文献考察を行い、参考とする。

- ・ごみ焼却灰のエージング・炭酸化

ごみ焼却灰を安定化させ資源化する手法として、ヨーロッパで行われるエージングがある。エージングとは養生のことであり焼却灰を屋内または屋外に静置して自然に安定化させる技術のことである。重金属の安定化機構とし炭酸化あるいは鉍物化が考えられるが、いまだ明確ではない。

日本の気候においてもエージングにより Pb の溶出量を低下できることが分かった¹⁴⁾。焼却灰のエージングにおいて PbCO_3 が生成していることが示され、炭酸化により Pb 溶出量が低減した。しかし、含有量については効果が明らかではなかった。

清掃工場から排出される飛灰および焼却灰において、炭酸化に伴った反応が生じることが確認されており、飛灰に関して不溶化の程度は飛灰の含水率や炭酸ガスの分圧に比例することが分かっている¹⁵⁾。焼却灰において、含水率がおおよそ 10～20%において炭酸ガスの吸収量が高いと考えられた。炭酸ガスの通気により、 $\text{Pb}(\text{OH})_2$ が炭酸化物を含む他の化合形態に変化すると推定された。

また、Pb 以外の元素について、Cr⁺⁶、B、F の挙動について、エージング後の含有量、溶出量に関する研究も実施されている¹⁶⁾。

- ・石炭灰の酸洗浄

石炭灰発生量の約 80%は、セメント原料、建設材料等に有効利用される。石炭灰は土壌とよく似た化学組成の微細粒子であるが、一般的な土壌に比べて Ca や B 等を多く含むことが特徴である。石炭灰をより安全に有効利用するため、酸洗浄による B 除去処理技術が検討された¹⁷⁾。石炭灰に洗浄液として塩酸を加え、懸濁液に凝集剤を加え沈殿物を脱水し、さらに洗浄脱水し洗浄処理灰を得る。また、凝集沈殿による分離水からは B 等を凝集沈殿により回収するものである。

小規模な連続酸洗浄処理プラントによる石炭灰の B 除去が行われた結果^{18), 19)}、①B 抽出量は、酸抽出槽の平衡 pH に支配を受け、その平衡 pH の低下とともに増加する、②酸洗浄によって含有している B を十分に除去した石炭灰は、B 溶出量が土壤環境基準以下を満足するレベルまで改善する、③洗浄によって抽出分離した B は、凝集沈殿処理により高効率に固形分として回収できた。また、同技術を採用した現場実証試験も行われた。

従来、石炭灰は強アルカリ性のため埋め立て処分した土地は利用することができなかったが、洗浄灰は中性に近く、土地として活用できる利点がある。塩酸への溶出挙動や灰粒子の表面分析および石炭の燃焼時における B の挙動に関する熱力学的検討結果より²⁰⁾、石炭灰中の B の多くが灰粒子表面に酸に可溶な NaBO_2 の形態で濃化していることが示され、表面酸洗浄が有効な手段であることが科学的に裏付けられた。

ごみ焼却灰については Pb 溶出量が、石炭灰については B 溶出量が課題とされ、各々エージング(炭酸化)や酸洗浄による対策が試みられていることが分かった。エージングが化合物形成により Pb 溶出量を抑制する技術であるのに対して、酸洗浄は B を抽出することで含有量を低減する技術である。特に、後者は含有量削減という新たな試みであり、その実用化が期待される。

・ごみ焼却灰、石炭灰の無害化

以上より、無害化について以下のようにまとめられる。

- 1) 下水汚泥焼却灰と同様に加熱処理の副産物であるごみ焼却灰と石炭灰に関する無害化の状況を調査した。ごみ焼却灰のエージングでは Pb の不溶化について研究が行われ、その機構が解明されつつある。
- 2) また、石炭灰の酸洗浄技術では、B の含有量低下について検討が行われ、現在、実証段階にあることが分かった。

2-1-5. 考察

リサイクル原料となる下水汚泥に関して、重金属の溶出量、含有量が課題となることから、下水道システムについて、重金属の発生由来、下水処理過程における重金属の挙動、焼却灰の無害化について文献調査を行った。その結果、以下のことが分かった。

- 1) 工場廃水の規制が強化されて以降は、主として生活排水由来の重金属が汚泥中に蓄積することが考慮されてきた。また、合流式下水道では、自然系、人間系からの負荷の考慮が必要となり、近年でも種々の調査が行われている。
- 2) 下水処理過程では、流入水中の重金属固形物の除去が想定されること、また、一次処理と二次処理では挙動が異なる可能性があることから、固形性、溶解性に分けて挙動を把握することが重要であり、一次処理と二次処理を別々に把握することが望ましい。
- 3) また、処理システムに焼却プロセスが含まれる場合、返流水が新たな負荷となっている可能性があり、処理場全体の収支を把握することが重要となることが分かった。
- 4) 主なリサイクル原料である焼却灰の無害化に関して、薬剤処理や水熱反応等が検討され

ているが、現段階では実用化に達していない。

・重金属の挙動・制御

以上より、以下のように結論できる。すなわち、下水汚泥をリサイクル原料として捉える観点からは、下水処理過程での重金属挙動の把握や制御の可能性を検討することが必要となる。主として生活排水由来の重金属が汚泥中に蓄積すること、また、合流式では自然系、人間系由来のものもあることから、流入側での制御は直ちには困難である。下水汚泥中の重金属含有量を低減する場合、焼却灰など下水処理後の段階での下水汚泥の無害化が現段階では実用化していないことから、下水処理過程での重金属の挙動を正確に把握し、処理過程の中で重金属制御の可能性を検討することが効率的である。

2-2. 粉体特性を活かしたリサイクル製品

2-2-1. 下水汚泥の資源化

前節では、リサイクル原料となる下水汚泥に関して、重金属の溶出量抑制や含有量低減などの無害化に着目した。ここでは、リサイクル製品としての下水汚泥に着目し、資源化を取上げる。下水汚泥の有効利用は、従来、緑農地利用、建設資材利用が行われてきたが、建設資材利用は日本の大きな特徴である。

緑農地利用では、主として乾燥汚泥やコンポストが利用されるが、近年は MAP や HAP、さらにリン回収へ、より純度を高めた製品が開発されている。建設資材利用は、始めは改良土・盛土材料などであったが、続いて焼成レンガ・ブロック、アスファルトフィラーなどが製造された。特に、近年はセメント資源化の伸びが注目される。

神戸市では近年の公共工事の減少に伴い焼却灰の有効利用率が低下した。そのため、民間企業等が保有する先端技術や製品開発力の活用により、新たな焼却灰の有効利用用途の拡大を図ることを目的に共同研究を実施した^{21)~26)}。その結果、空隙・空洞充填材、ブロック・レンガの顔料、コンクリート二次製品の細骨材、さらに、肥料化について、市の認定制度により積極的な利用を図ることとされた。

環境安全性に関して、農業利用では汚泥肥料中の許容値が定められるが、建設資材利用では環境基準に基づく溶出量の一つの目安とされてきた。下水汚泥自体が溶出基準を満足することが難しい場合は、焼却灰等を原料とするリサイクル製品が溶出基準を満足することが求められる。さらに、環境安全性を満足することを前提として、強度等他の品質に関しては、同類の市場製品の基準を満足することが必要となる。

環境安全性を確保する手段については、産業廃棄物の処理法が参考となる。代表的処理方法として、熔融固化、セメント固化および薬剤処理があげられる。熔融固化は 1,200~1,600℃で熔融することで、低沸点有害金属は揮散し熔融飛灰となり、高沸点金属は冷却されガラス質のスラグとなる。このとき有害重金属類はケイ酸塩の骨格内に封じ込められる。セメント固化はセメントおよび水と混練し、ブロックなどに成型する。有害物はセメント中アルカリ分による水酸化物形成、セメントとの化学結合(吸着)で物理的に封じ込められる。

セメント固化のメリットは、原料が入手しやすい、安価、操作が容易な点があげられる。薬剤処理は有害重金属と安定な化合物を形成する物質を添加し、混練することで重金属溶出を抑制する。主にキレート系・リン酸系薬剤などが用いられる。以上の処理方法のうち、次に、セメント固化と薬剤処理の事例を取上げる。

・セメント固化の応用

汚泥焼却灰を物理的に粉砕し均質化することで焼却灰の材料特性を引き出し、品質を安定化させる。コンクリートの性状を損ねることなく 30%の範囲までセメントを代替でき、焼却灰のポズラン活性によるコンクリートの強度向上が確認された²⁷⁾。

高分子系焼却灰と細骨材(山砂)に固化材として少量のセメントを配合し、残コン処理等で発生するスラッジ水を濃縮したものを練り混ぜたものもある。土木研究所との共同研究成果である「流動化処理土利用技術マニュアル」により、試験施工が行われ、追跡調査が実施された²⁸⁾。

・薬剤処理の応用

2001年に金沢市が下水汚泥焼却灰の有効利用の検討を開始した²⁹⁾。アスファルト合材に混ぜて使用する場合は、焼却灰単体で重金属を安定化し、溶出させない処理が必要となる。2004年に焼却灰に含まれる重金属の溶出を防ぐ安定化(薬剤混練)処理技術を確立した。次に、2005年4月に焼却灰処理プラントが完成し、焼却灰入りアスファルト合材(下水汚泥リサイクル製品)をアスファルトフィラー代替材として供給を開始した。安定化処理後の焼却灰は、単体では(社)日本道路協会の定めるフィラーとしての品質を満足しないが、全フィラーの3割以下で使用することにより、品質を満足することが可能となる。現在は、アスファルト合材1tにつき最大で20kg(混合率2%)を混入、リサイクルを重ねても、アスファルト合材1tにつき最大で30kg(混合率3%)を超えることはない。試験施工において、半年度、1年後のMCI(維持管理指数)における舗装性能評価、2年後の溶出試験結果においても問題は発生していない。

以上、2つの事例では、焼却灰が材料全体の3割程度使用できるとされた。このことは、リサイクル製品の品質について、重要な示唆を与えている。即ち、「混合率」という概念であり、リサイクル原料である下水汚泥を原料の一部として使用することでリサイクル製品の品質を確保するものである。また、後者の事例では、リサイクル原料である焼却灰自体の溶出抑制が考慮された。ここでは、混合率が3割可能としながら2%にするなど、繰返し利用を考慮した品質面の確保が強調された。さらに、アスファルトの特性から舗装の繰返しという「再リサイクル」という新しい概念も取り入れられた。

・セメント資源化

資源化の最後に、下水汚泥の代表的な利用用途となったセメント資源化を取上げる。セメント産業では、従来、大規模かつ連続式の高温焼成炉(ロータリーキルン)の特徴を生かし、他産業等で発生した廃棄物・副産物を、原料、エネルギーあるいは製品の一部として積極的に活用してきた。最近では、下水汚泥や一般廃棄物焼却灰などの生活系廃棄物の利用にも

取り組み、最終処分場への負担軽減を目的に掲げている³⁰⁾。都市ごみの焼却残さ(焼却灰とばいじん)では焼却灰に含まれる金物や異物を取り除く設備が設けられるほか、ばいじん中に含まれる 10～20%の塩素は水洗設備で除去される³¹⁾。

セメント製造工程は、原料供給・焼成・仕上げの 3 工程からなる。天然原料の代替として使用する廃棄物や副産物は原料供給工程で配合される。次の焼成工程では廃プラや廃タイヤなど、熱量を持ったものがエネルギー源の一部として活用される。最後の仕上げ工程では石膏を加えて粉砕されポルトランドセメントとなるが、石膏を加えるほか高炉スラグを加えた高炉セメント、フライアッシュを加えたフライアッシュセメントがある。

以上、下水汚泥の資源化を中心にみてきたが、全ての下水汚泥は事前は無害化されてから、資源化されるものではない。例えば、セメント資源化ではリサイクル製品の製造過程において、リサイクル原料が無害化される。同様に、セメント・コンクリート製品も、製品段階において環境安全性を確保するものである。アスファルトフィラーの事例のように、事前は無害化を行うケースは、まだ少ない。

・下水汚泥の資源化

以上より、以下のようにまとめられる。

- 1) 公共工事において優先的に使用する仕組みは、公共工事の減少など経済情勢の変化等の影響を受けやすい。神戸市では、焼却灰の新たな利用用途が検討され、主としてコンクリート混和材が検討された。
- 2) 品質に関しては、環境基準に基づく重金属溶出量など環境安全性を満足することが前提とされる。下水汚泥自体が溶出基準を満足することが難しい場合は、焼却灰等を原料とするリサイクル製品が溶出基準を満足することが求められる。
- 3) 環境安全性以外の品質に関しては、同類の市場製品の基準を満足することが求められてきた。この課題については、「混合率」という概念が導入され、例えば、焼却灰を対象となる材料の 30%以内とすることで品質を確保する手法が採用されている。
- 4) アスファルトフィラーの事例では、新たに「再リサイクル」という概念が導入された。事前に、焼却灰を無害化し、混合率も低く抑えることで、舗装の特性であるリサイクルを繰返しても問題がないことを強調している。

2-2-2. モルタル・コンクリート用混和材料

石炭灰は、クリンカアッシュとフライアッシュに区分されるが、高炉スラグ微粉末とともに、フライアッシュはモルタル・コンクリート用混和材料としても有効利用される。下水汚泥についても、その粉体特性を活かして、モルタル・コンクリート混和材料として利用用途を拡大できる可能性がある。一般に用いられるモルタル・コンクリート混和材は、次のように分類することができる³²⁾。

- i) ポズラン反応のあるもの(フライアッシュ、シリカフューム、火山灰、珪けい酸白土)
- ii) 潜在水硬性のあるもの(高炉スラグ微粉末)

- iii) 硬化過程において膨張を起こさせるもの(膨張材)
- iv) オートクレーブ養生によって高強度を生じさせるもの(珪酸質微粉末)
- v) その他(増強材、着色材(顔料)、石灰石石粉、シリカフュームやエトリンガイト系高強度混和材、超早強混和材など)

フライアッシュは、石炭火力発電所において微粉炭を燃焼する際、熔融した灰分が冷却されて球状となったものを電気集塵器等で捕集した副産物である。コンクリート用混和材として、ふるい方法やブレーン方法による粉末度に応じてⅠ種からⅣ種まで種類がある。1999年2月には日本建築学会から「フライアッシュを使用するコンクリートの調合設計・施工指針(案)・同解説」が、4月には土木学会から「フライアッシュを用いたコンクリートの施工指針(案)」が刊行されている。

フライアッシュの主な化学成分は SiO_2 (全体の 50-60%)および Al_2O_3 (25%程度)であり、 Fe_2O_3 や C 等が少量含まれる。フライアッシュそれ自体には水硬性はないが、これに含まれる可溶性の二酸化珪素 (SiO_2) がセメントの水和の際に生成される水酸化カルシウム ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) と常温で徐々に化合して、不溶性の安定な珪酸カルシウム水和物等を生成する。このような性質をポゾラン活性と呼んでいる。

フライアッシュの粒子の大部分は、表面が滑らかな球形を呈しており、これは他のポゾランに見られない優れた特徴である。そのため、コンクリートに混和したときのワーカビリティが改善され、所要のコンシステンシーを得るために必要な単位水量を少なくすることができる³³⁾。

高炉スラグ微粉末は、高炉から排出された熔融状態のスラグを高速の水や空気を多量に吹き付けて急冷粒状体とし、これを微粉碎し、調整したものである。急冷によって、スラグは結晶化することなくガラス質で化学反応を起こしやすい状態となっている。従来、急冷スラグは高炉セメント材料として用いられてきたが、これを用いたコンクリートの品質改善効果が種々あることから、近年はコンクリート用混和材として、高流動コンクリートや高強度コンクリート等にも用いられる。

土木学会では、高炉スラグ微粉末の品質を規格(案)として 1986 年に定め、1988 年に設計施工指針(案)を刊行している。1996 年 3 月には、前記の指針(案)を改訂した「高炉スラグ微粉末を用いたコンクリートの施工指針」を制定している。また、1995 年 3 月には、JIS A 6202(コンクリート用高炉スラグ微粉末)が制定され、その後、1997 年 8 月に改正されている。日本建築学会では、1996 年 1 月に「高炉スラグ微粉末を使用するコンクリートの調合設計・施工指針(案)・同解説」を制定している。

フライアッシュや高炉スラグ微粉末が、その粉体特性を活かしてコンクリート用混和材として活用されていることが分かった。これらの材料は、ふるいや粉碎の処理が行われるが、下水汚泥焼却灰についても、適切な処理を行いコンクリート用混和材に適した粉体特性とすることで、コンクリート用混和材として利用拡大を図ることが期待される。

表2-1 溶融スラグ骨材等のJIS化の変遷

規格番号 JIS A	名称	制定・改正	廃止
5011	コンクリート用スラグ骨材	1977/8/20制定 1992/10/1改正	1997/8/20廃止
5015	道路用鉄鋼スラグ	1979/11/1制定 1985/11/1改正 1992/10/1改正 2008/3/20改正	
5012	コンクリート用高炉スラグ細骨材	1981/6/1制定	1992/10/1廃止
5011-1	コンクリート用スラグ骨材 第1部:高炉スラグ骨材	1997/8/20制定 2003/6/20改正	
5011-2	コンクリート用スラグ骨材 第2部:フェロニッケルスラグ骨材*	1997/8/20制定 2003/6/20改正	
5011-3	コンクリート用スラグ骨材 第3部:銅スラグ骨材	1997/8/20制定 2003/6/20改正	
5011-4	コンクリート用スラグ骨材 第4部:電気炉酸化スラグ骨材	2003/6/20制定	
5021	コンクリート用再生骨材H	2005/3/20制定	
5023	再生骨材Lを用いたコンクリート	2006/3/25制定	
5031	一般廃棄物、下水汚泥又はそれらの焼却灰を 溶融固化したコンクリート用溶融スラグ骨材	2006/7/20制定 2010/7/20改正	
5032	一般廃棄物、下水汚泥又はそれらの焼却灰を 溶融固化した道路用溶融スラグ	2006/7/20制定	
5022	再生骨材Mを用いたコンクリート	2007/3/20制定	

・モルタル・コンクリート混和材料

以上より、以下のようにまとめられる。

- 1) フライアッシュ、高炉スラグといった副産物が、ポゾラン反応や潜在水硬性といった特徴を活かして、モルタル・コンクリート混和材料として資源化されてきた。
- 2) 下水汚泥についても、コンクリート用混和材に適した処理を行うことで、その粉体特性を活かした利用拡大を図ることが期待される。

2-2-3. 金属製造工程起源スラグ

廃棄物加熱溶融起源スラグに対して、副産物としてスラグが得られることから、産業界で先行してスラグ利用が進んでいるものに金属製造工程起源スラグがある。これらは、その元となる生産工程から、鉄鋼スラグ(高炉スラグ、製鋼スラグ)、非鉄金属スラグ(フェロニッケルスラグ、銅スラグ)に分類される。

鉄鋼スラグのコンクリート用骨材 JIS として、高炉スラグ骨材と電気炉酸化スラグがあり、それぞれ粗骨材と細骨材がある。高炉スラグ骨材のうち、粗骨材は 1977 年に、細骨材は 1981 年に JIS が制定された。その後、非鉄金属スラグであるフェロニッケルスラグ、銅スラグが 1997 年に、電気炉酸化スラグも 2003 年に JIS が制定されている。一方、道路用材料としては、1979 年に鉄鋼スラグの JIS が制定され、数回の改正を経て現在に至っている。鉄鋼スラグ、非鉄金属スラグの JIS 化の変遷を表 2-1 にまとめて示す。

溶融スラグの JIS 化が 2006 年であることを考えると、鉄鋼スラグは約 30 年早く JIS 化が行われたことになる。鉄鋼スラグ、非鉄金属スラグは、全国的に少数の工場で大量に製造されており、溶融スラグと比較して品質のバラツキが少ないと考えられる。また、試験施工等も工場内において組織的に取り組まれてきた歴史がある。高炉スラグは 13%がコンクリート用として利用されるが、製鋼スラグの使用内訳は、土木用 46.4%、道路用 18.9%、再使用 11.1%と続き、コンクリート用は 0.5%にしか過ぎない。

鉄鋼スラグ協会資料によると、近年、循環型社会の形成のため利用促進を図るとともに、競合材である建設副産物との共存が課題となり、今後、より付加価値の高い製品として市場を形成するため、省資源・省エネルギーの有用性に関する認識を得ることが重要とされた。また、従来以上に製品としての規格を整備するとともに、環境基準に適応する厳格な品質管理が求められる³⁴⁾。鉄鋼スラグ製品は環境安全面での品質基準に係る規格がなかったことから、同協会では 2005 年に制定された「スラグ類の化学物質試験方法(JIS K 0058-1,2)」(環境 JIS 法)に準じて、鉄鋼スラグ製品 JIS に環境項目を織り込む改正を目指している。

・金属製造工程起源スラグ

以上まとめると以下ようになる。

- 1) 鉄鋼スラグは 1970 年代の後半に JIS 化が行われており、約 30 年の歴史を有する。また、鉄鋼業の副産物として、大規模な少数の工場で生産が行われており、試験施工等も組織的に取り組んできた。さらに、近年、非鉄金属スラグも相次いで JIS 化されている。
- 2) 建設副産物との競合もあり、鉄鋼スラグ協会では鉄鋼スラグ製品に関して、従来以上に環境基準に適応する厳格な品質管理を目指している。

2-2-4. 考察

下水汚泥を、リサイクル原料としてだけでなく、粉体特性を活かしたリサイクル製品として捉えると、環境安全性を含む品質の確保が重要となる。石炭灰や鉄鋼スラグなどの副産物を対象に、コンクリート用混和材およびコンクリート用骨材としての利用状況について文献調査を行った。その結果以下のことが分かった。

- 1) 下水汚泥リサイクル製品は、環境基準に基づく重金属溶出量など環境安全性を満足することが前提とされる。また、環境安全性以外の品質に関しては、同類の市場製品の基準を満足することが求められる。
- 2) リサイクル製品の品質確保では、焼却灰を材料全体の 30%以内とするなど「混合率」が重要な要素となる。また、新たに繰返し利用を考慮した「再リサイクル」という概念が導入された。
- 3) 高炉スラグや石炭灰といった副産物が、ポズラン反応や潜在水硬性といった特徴を活かしてモルタル・コンクリート用混和材料として資源化された。下水汚泥についても、その粉体特性を活かした利用拡大を図ることが期待される。
- 4) 金属製造工程起源スラグが相次いでコンクリート用骨材等の材料として JIS 化された

が、品質面において環境安全性への適応が課題となっている。

- ・粉体特性を活かしたリサイクル製品

下水汚泥の粉体特性を活かした新たな利用用途として、コンクリート用混和材料としての利用が注目される。その際には、環境安全性に関する品質基準とともに、同類の市場製品の品質基準の遵守など、下水汚泥リサイクル製品としての品質確保について検討することが必要となる。

2-3. リサイクル製品の品質基準

2-3-1. グリーン購入法の基本方針

これまでリサイクル製品の製造者の立場から、品質面、特に環境安全性についてみてきた。この節では、利用者の立場から求められる品質について検討する。リサイクル製品認定制度に関するアンケート調査では、利用促進のためには公費での優先調達の水準をさらに上げることとともに、国レベルでの共通的な判断基準づくりとその指針化が必要と指摘された。ここでは国レベルでの動向について「国等による環境物品等の調達の推進等に関する法律」（グリーン購入法）を取り上げる。

「大量生産・大量消費・大量廃棄」型社会から脱却し、環境への負荷が少ない「循環型社会」システムの構築を目的として平成12年5月には「循環型社会形成推進基本法」が成立し、この基本法に基づいて一体的に整備された法律の一つがこのグリーン購入法である。グリーン購入法では、国等の公的機関が率先して環境物品等（環境負荷低減に資する製品・サービス）の調達を推進するとともに、環境物品等に関する適切な情報提供を促進することにより、需要の転換を図り、持続的発展が可能な社会の構築を推進することを目的としている。これにより、国は特定調達品目(国等の各機関が重点的に調達を推進する環境物品等の種類)およびその判断の基準等を定めた「環境物品等の調達の促進に関する基本方針」（以下「基本方針」という）を閣議決定している。

公共工事については、基本方針において以下のとおり定められている。

「公共工事の目的となる工作物（建築物を含む。）は、国民の生命、生活に直接的に関連し、長期にわたる安全性や機能が確保されることが必要であるため、公共工事の構成要素である資材等の使用に当たっては、事業ごとの特性を踏まえ、必要とされる強度や耐久性、機能を備えていることについて、特に留意する必要がある。また、公共工事のコストについては、予算の適正な使用の観点からその縮減に鋭意取り組んできていることにも留意する必要がある。調達目標の設定は、事業の目的、工作物の用途、施工上の難易により資材等の使用形態に差異があること、調達可能な地域や数量が限られている資材等もあることなどの事情があることにも留意しつつ、より適切なものとなるように、今後検討していくものとする。」

ここでは、リサイクル時の品質だけでなく、長期的な安全性や耐久性について特に留意し、コスト縮減についても留意する必要があることが述べられている。加えて、調達可能

な地域や数量など供給体制についても留意して検討するとしている。

公共工事に係る調達品目のうち下水汚泥を利用したものとしては、「下水汚泥を利用した汚泥発酵肥料(下水汚泥コンポスト)」、「下水汚泥を有効利用した陶磁器質タイル」、「エコセメント(都市ごみ焼却灰等を主原料とするセメント)」、「再生材料を用いた舗装用ブロック(焼成)」、「再生材料を用いた舗装用ブロック類(プレキャスト無筋コンクリート製品)」がある。平成 22 年度の「基本方針」では、これらのうち「下水汚泥を有効利用した陶磁器質タイル」及び「再生材料を用いた舗装用ブロック(焼成)」について、再リサイクル性の確保の観点から、それぞれの判断基準および配慮事項に、製品レベルで重金属等有害物質の溶出及び含有に関する記述が、追加された。これらの調達品目に関する判断基準、配慮事項を表 2-2 に示す³⁵⁾。

具体的には、有害物質の溶出では特定有害物質が含まれる汚染土壌からの溶出に起因する汚染地下水等の摂取によるリスクに対して、有害物質の含有では特定有害物質が含まれる汚染土壌を直接摂取することによるリスクに対して、それぞれ安全か否かの観点から基本方針の見直しが行われ、溶出については人の健康の保護の観点から調達に当たって注意を喚起すべき重要な事項として判断基準に、含有については直接摂取するリスクが地下水等の摂取リスク程高くないことから配慮事項とされたものである。

表2-2(1) 特定調達品目の判断基準等³⁵⁾

品目分類	品目名	判断の基準等
セメント	エコセメント	<p>【判断の基準】</p> <p>○都市ごみ焼却灰等を主原料とするセメントであって、製品1トンにつきこれらの廃棄物が乾燥ベースで500kg以上使用されていること。</p>
舗装材	再生材料を用いた舗装用ブロック(焼成)	<p>【判断の基準】</p> <p>①原料に再生材料(別表1の左欄に掲げるものを原料として、同表の右欄に掲げる前処理方法に従って処理されたものである等)を用い、焼成されたものであること。</p> <p>②再生材料が原材料の重量比で20%以上(複数の材料が使用されている場合は、それらの材料の合計)使用されていること。ただし、再生材料の重量の算定において、通常利用している同一工場からの廃材の重量は除かれるものとする。</p> <p>③土壌の汚染に係る環境基準(平成3年8月23日環境庁告示第46号)の規定に従い、製品を2mm以下に粉碎したものにおいて、重金属等有害物質の溶出について問題のないこと。</p> <p>【配慮事項】</p> <p>○土壌汚染対策法(平成14年5月29日法律第53号)に関する規定に従い、製品を2mm以下に粉碎したものにおいて、重金属等有害物質の含有について問題の無いこと。</p> <p>別表1</p>

表2-2(2) 特定調達品目の判断基準等³⁵⁾

品目分類	品目名	判断の基準等
舗装材	再生材料を用いた舗装用ブロック類(プレキャスト無筋コンクリート製品)	<p>【判断の基準】</p> <p>①原料に再生材料(別表2の左欄に掲げるものを原料として、同表の右欄に掲げる前処理方法に従って処理されたものである等)が用いられたものであること。</p> <p>②再生材料が原材料の重量比で20%以上(複数の材料が使用されている場合は、それらの材料の合計)使用されていること。なお、透水性確保のために、粗骨材の混入率を上げる必要がある場合は、再生材料が原材料の重量比15%以上使用されていること。ただし、再生材料の重量の算定において、通常利用している同一工場からの廃材の重量は除かれるものとする。</p> <p>③再生材料における重金属等有害物質の含有及び溶出について問題がないこと。</p> <p>別表2</p>
園芸資材	下水汚泥を用いた汚泥発酵肥料(下水汚泥コンポスト)	<p>【判断の基準】</p> <p>○以下の基準を満たし、下水汚泥を主原材料として重量比(脱水汚泥ベース)で25%以上使用し、かつ、無機質の土壌改良材を除くその他の原材料には畜ふん、動植物性残さまたは木質系廃棄物等の有機性資源を使用していること。</p> <ul style="list-style-type: none"> ・有機物の含有率(乾物) 35%以上 ・炭素窒素比(C/N比) 20以下 ・pH 8.5以下 ・水分 50%以下 ・窒素全量(N)(現物) 0.8%以上 ・りん酸全量(P₂O₅)(現物) 1.0%以上 ・アルカリ分(現物) 15%以下(ただし、土壌の酸度を矯正する目的で使用する場合はこの限りでない。)
タイル	陶磁器質タイル	<p>【判断の基準】</p> <p>①原料に再生材料(別表3の左欄に掲げるものを原料として、同表の右欄に掲げる前処理方法に従って処理されたものである等)を用い、焼成されたものであること。</p> <p>②再生材料が原材料の重量比で20%以上(複数の材料が使用されている場合は、それらの材料の合計)使用されていること。ただし、再生材料の重量の算定において、通常利用している同一工場からの廃材の重量は除かれるものとする。</p> <p>③土壌の汚染に係る環境基準(平成3年8月23日環境庁告示第46号)の規定に従い、製品を2mm以下に粉砕したものにおいて、重金属等有害物質の溶出について問題のないこと。</p> <p>【配慮事項】</p> <p>○土壌汚染対策法(平成14年5月29日法律第53号)に関する規定に従い、製品を2mm以下に粉砕したものにおいて、重金属等有害物質の含有について問題の無いこと。</p> <p>別表3</p>

表2-2(3) 特定調達品目の判断基準等³⁵⁾

別表1

再生材料の原料となるものの分類区分	前処理方法
碎石及び窯業廃土	前処理法によらず対象
無機珪砂(キラ)	
鉄鋼スラグ	
非鉄スラグ	
鋳物砂	
陶磁器屑	
石炭灰	
建材廃材	
廃ガラス(無色及び茶色のガラスびんを除く)	
製紙スラッジ	
アルミスラッジ	
磨き砂汚泥	
石材屑	
都市ごみ焼却灰	溶融スラグ化
下水道汚泥	焼却灰化及び溶融スラグ化
上水道汚泥	前処理法によらず対象
湖沼等の汚泥	

別表2

再生材料の原料となるものの分類区分	前処理方法
下水道汚泥	溶融スラグ化
上水道汚泥	

別表3

再生材料の原料となるものの分類区分	前処理方法
碎石及び窯業廃土	前処理法によらず対象
無機珪砂(キラ)	
鉄鋼スラグ	
非鉄スラグ	
鋳物砂	
陶磁器屑	
石炭灰	
廃プラスチック	
建材廃材	
廃ゴム	
廃ガラス(無色及び茶色のガラスびんを除く)	
製紙スラッジ	
アルミスラッジ	
磨き砂汚泥	
石材屑	
都市ごみ焼却灰	溶融スラグ化
下水道汚泥	焼却灰化及び溶融スラグ化
上水道汚泥	前処理法によらず対象
湖沼等の汚泥	

製品レベルではあるが、「再リサイクル」を前提として環境安全性の確保が盛り込まれたことは重要である。溶融スラグの JIS 化において、公的な基準としては初めて溶出量や含有量が定められた。今後は、下水汚泥リサイクル製品に対して、長期的な環境安全性の検討が求められると解するべきである。

・特定調達品目の基準

以上より以下のようにまとめられる。

- 1) グリーン購入法の基本方針では、公共工事に係わるものとして、長期にわたる安全性や機能の確保が特に求められる。また、調達可能な地域や数量などの供給体制についても検討が求められるほか、コスト削減が必要とされる。
- 2) また、特定調達品目のうち、下水汚泥を原料として用いたリサイクル製品である陶磁器質タイル、焼成ブロックについて、「再リサイクル」の観点から、製品レベルで重金属溶出量、含有量が判断基準および配慮すべき事項として追加された。

2-3-2. 特定調達品目の候補群

特定調達品目に選ばれるためには、先ずは、国が毎年度 HP 上で行っている提案募集に応募し、スクリーニングの要件を満たすことで「特定調達品目候補群(ロングリスト)」に掲載されることが必要である。その上で、公共事業による使用実績から、製品の品質検査、試験施工等の蓄積を図ることが重要となる。

グリーン購入法に基づく平成 21 年度の特定調達品目および判断の基準等の追加、見直しの検討において、公共工事分野の提案で、特定調達品目等の追加、見直しに反映されなかったもののうち、さらに検討を進める継続検討品目群（ロングリスト）として整理されたもので、公表を行うことについて提案者の了解を得たものは 39 提案となっている。その中に、下水汚泥リサイクル製品に関するものとして、Ⅰ) 下水汚泥焼却灰混入アスファルト混合物が 1 提案、Ⅱ) 道路用エコスラグが 5 提案、Ⅲ) 下水汚泥焼却灰を用いたコンクリート製品が 1 提案、また、コンクリート骨材に関するものとして、Ⅳ) 再生骨材 M を用いたコンクリートが 2 提案含まれている^{36), 37)}。

下水汚泥焼却灰混入アスファルト混合物は下水汚泥焼却灰から製造したアスファルトフィラーを用いたアスファルト混合物である。道路用エコスラグには 2 品目があり、それらは一般廃棄物や下水汚泥等からの溶融スラグを骨材の一部として用いたアスファルト混合物と路盤材である。下水汚泥焼却灰を用いたコンクリート製品は、下水汚泥焼却灰を混入させたコンクリート二次製品である。これらは何れも「継続検討 EQS(C)」として分類される。一方、再生骨材 M を用いたコンクリートは建築構造物の解体に伴って発生するコンクリート塊を骨材として用いた再生骨材コンクリートであり、「継続検討 S(C)」として分類される。各グループの説明は次の通りである。

- －E：期待される環境負荷低減効果が十分か、継続的な検討が必要と考えられるもの、
- －Q：JIS、JAS 等の公的基準に適合していないなど、品質確保について不確実性が残ると

考えられるもの、

－S：特定調達品目に指定することにより本品目の普及を図ることができるか、継続的な検討が必要と考えられるもの、

－C：比較対象品と比べてコストが高いと考えられるもの、普及とともに比較対象品とコストが同程度になる見込みを確認する必要があると考えられるもの。(C)とされているのは、その他の課題を解決した後に、コスト面について普及とともに比較対象品と同程度になる見込みを確認する必要があることを示す。

個別に継続検討となった理由について、表 2-3 にまとめて示す。JIS 化された熔融スラグのうち道路用エコスラグについて、再リサイクル性、長期の安全性や耐久性について確認が必要とされた。また、安定的生産、供給体制とともに地域コンセンサスの形成が課題とされた。

・特定調達品目の候補群

以上まとめると以下ようになる。

- 1) 特定調達品目となるには、ロングリストに掲載されたうえで、公共事業による使用実績から、製品の品質検査、試験施工等の蓄積を図ることが重要となる。
- 2) 現在、ロングリストにおいて、道路用エコスラグは環境負荷低減効果、公的基準の品質確保および調達による普及が課題とされる。一方、再生骨材 M を用いたコンクリートは調達による普及のみが課題とされる。

2-3-3. 下水汚泥熔融技術の状況

熔融スラグの標準情報(Technical Report、以下「TR」とする)の前段階において下水汚泥熔融処理研究会(2000 年 4 月)が設置された。その目的は、①熔融スラグの品質調査(JIS 化対応)、②熔融炉の事後評価、③有効利用に関する情報交換であった。2000 年には、下水汚泥の熔融実施団体に対するアンケート調査および「スラグ物性統一調査」を実施した。2001 年 8 月の第 3 回研究会をもって、2001 年度に国土交通省に設置された下水道技術会議の一プロジェクトに移行した。

・熔融スラグの物理化学的性状

JIS 規格制定作業に対処するため、統一された試験方法により「スラグ物性統一調査」を実施した³⁸⁾。絶乾(表乾)密度は、水砕スラグで 2.52～2.99(2.56～3.01)g/cm³で、他のスラグに比べ比較的広い範囲を示した。空冷スラグは 2.57～2.70(2.58～2.71)g/cm³、結晶化スラグは 2.83～2.99(2.80～2.99)g/cm³であり、結晶化スラグ>水砕スラグ>空冷スラグの傾向があった。吸水率は約 0.2～1.8%未満と低く、表乾密度と絶乾密度はほぼ直線的な相関を示した。次に、粒形判定実績率は、水砕スラグは 51.7～56.3%(平均 53.5%)、空冷スラグは 61.3～63.6%(平均 62.4%)および結晶化スラグは 52.1～60.5%(平均 57.2%)であり、空冷スラグが水砕スラグや結晶化スラグに比べ、高い傾向があった。また、すりへり減量は水砕スラグで 39.0～88.5%(平均 66.5%)、空冷スラグで 28.3～41.9%(平均 37.3%)および結晶化

表2-3(1) 継続検討品目群(資材)平成22年度版
(提案品目名、品目概要は提案者からの提出資料から抜粋したものです。)

1 統合品目名 2 提案品目名 3 提案品目の概要 4 比較対象品目名	検討結果	
	分類	理由等
1 下水汚泥焼却灰混入アスファルト混合物 2 下水汚泥焼却灰を用いた混入アスファルト混合物 3 下水汚泥焼却灰から製造したアスファルトフィラーを用いたアスファルト混合物 4 下水汚泥焼却灰を含まない一般のアスファルト混合物	継続検討 EQS(C)	<p>○本品目については、統合品目「下水汚泥焼却灰混入アスファルト混合物」に該当するものと判断して検討させていただきました。</p> <p>○検討の結果、以下の理由により継続的に検討させていただくこととしました。</p> <p>①期待される環境負荷低減効果が十分か、継続的な検討が必要と考えられる。</p> <ul style="list-style-type: none"> ・再リサイクル性の確認が必要 ・全国の下水処理場の処理には様々な方法があり、下水汚泥焼却灰の性質が多岐に渡るため、下水汚泥焼却灰全般において使用段階における有害物質の含有が無いことと、長期的に溶出ししないことの確認が必要。 <p>②品質確保について不確実性が残ると考えられる。</p> <ul style="list-style-type: none"> ・材料品質に関する基準が未整備、確認が不十分 ・重交通路線に対する長期耐久性が未確認 <p>③特定調達品目に指定することにより本品目の普及を図ることができるか、継続的な検討が必要と考えられる。</p> <p>○上記課題を解決した後に、コスト面について普及とともに比較対象品と同程度になる見込みを確認する必要があります。</p>
1 道路用エコスラグ 2 溶融スラグ混入アスファルト混合物／一般廃棄物や下水汚泥等を溶融炉で処理する際に副産物として生成される溶融スラグを水等によって急冷又は徐冷して固化した骨材を使用した路盤材 3 一般廃棄物や下水汚泥等からの溶融スラグを破碎・分級し、粗骨材および細骨材の一部として用いたアスファルト混合物 4 天然材料を骨材として使用したアスファルト混合物または路盤材	継続検討 EQS(C)	<p>○本品目については、統合品目「道路用エコスラグ」に該当するものと判断して検討させていただきました。</p> <p>○検討の結果、以下の理由により継続的に検討させていただくこととしました。</p> <p>①期待される環境負荷低減効果が十分か、継続的な検討が必要と考えられる。</p> <ul style="list-style-type: none"> ・再リサイクル性の確認が必要 ・長期の環境に対する安全性(特に3倍値基準のみ充足するスラグについて) <p>②品質確保について不確実性が残ると考えられる。</p> <ul style="list-style-type: none"> ・重交通路線に対する長期耐久性が未確認 <p>③特定調達品目に指定することにより本品目の普及を図ることができるか、継続的な検討が必要と考えられる。</p> <ul style="list-style-type: none"> ・JISを満足する材料(特に1倍値を満足するスラグ)の安定的生産・供給体制 ・国で調達する場合の沿道及び地域住民の理解とコンセンサスの形成 ・鉄分の含有率に起因する景観上の制限 <p>○上記課題を解決した後に、コスト面について普及とともに比較対象品と同程度になる見込みを確認する必要があります。</p>

表2-3(2) 継続検討品目群(資材)平成22年度版

(提案品目名、品目概要は提案者からの提出資料から抜粋したものです。)

1 統合品目名 2 提案品目名 3 提案品目の概要 4 比較対象品目名	検討結果	
	分類	理由等
1 下水汚泥焼却灰を用いた コンクリート製品 2 下水汚泥焼却灰を用いた コンクリート二次製品 3 下水汚泥焼却灰を混入さ せたコンクリート二次製品 4 下水汚泥焼却灰を含まな い一般のコンクリート製品	継続検討 EQS(C)	<p>○本品目については、統合品目「下水汚泥焼却灰を用いたコンクリート製品」に該当するものと判断して検討させていただきました。</p> <p>○検討の結果、以下の理由により継続的に検討させていただくこととしました。</p> <p>①期待される環境負荷低減効果が十分か、継続的な検討が必要と考えられる。</p> <p>・全国の下水処理場の処理には様々な方法があり、下水汚泥焼却灰の性質が多岐に渡るため、下水汚泥焼却灰全般において使用段階における有害物質が長期的に溶出しないことの確認が必要。</p> <p>②JIS、JAS等の公的基準に適合していないなど、品質確保について不確実性が残ると考えられる。</p> <p>③特定調達品目に指定することにより本品目の普及を図ることができるか、継続的な検討が必要と考えられる。</p> <p>○上記課題を解決した後に、コスト面について普及とともに比較対象品と同程度になる見込みを確認する必要があります。</p>
1 再生骨材Mを用いたコンク リート 2 再生骨材コンクリート 3 建築構造物の解体に伴っ て発生するコンクリート塊を 骨材として用いた再生骨材 コンクリート 4 天然骨材を用いたコンク リート	継続検討 S(C)	<p>○本品目については、統合品目「再生骨材Mを用いたコンクリート」に該当するものと判断して検討させていただきました。</p> <p>○検討の結果、以下の理由により継続的に検討させていただくこととしました。</p> <p>①供給地域及び使用範囲が限定されているため、今後特定調達品目に指定することにより本品目の普及を図ることができるか、継続的な検討が必要と考えられる。</p> <p>○上記課題を解決した後に、コスト面について普及とともに比較対象品と同程度になる見込みを確認する必要があります。</p>

表2-4 溶融スラグ主要成分の化学成分
(単位: %)

主成分	スラグの種類		
	水砕	空冷	結晶化
SiO ₂	28.5	36.5	30.9
CaO	21.9	34.1	28.6
Al ₂ O ₃	14.8	14.2	17.1
Fe ₂ O ₃	15.4	7.6	5.5
P ₂ O ₅	13.5	6.3	12.7
K ₂ O	1.1	0.5	1.1
Na ₂ O	1.2	0.2	0.7
MgO	2.9	1.5	2.0
計	99.2	100.9	98.6

スラグで15.0～19.5%(平均17.0%)であり、結晶化スラグが水砕スラグや空冷スラグに比べ、小さい傾向があった。

コンクリート用溶融スラグ骨材では、絶乾密度は2.5g/cm³以上、吸水率は3%以下であり、粒形判定実績率は粗骨材で55%以上、細骨材で53%以上であり、粒形判定実績率に関しては、平均は満足しているものの場合によっては、そのままでは満足しないことがあると考えられた。また、道路用溶融スラグ骨材では、表乾密度で2.45g/cm³以上および吸水率3%以下であり、すりへり減量は単粒度溶融スラグ(徐冷スラグ、加熱アスファルト混合物用)で30%以下および粒度調整溶融スラグ(徐冷スラグ、上層路盤材用)で50%以下であり、すりへり減量に関しては、結晶化スラグは満足するものの、そのままでは空冷スラグでは単粒度溶融スラグの基準を満足しない場合が多いと考えられた。

化学成分では、一般廃棄物溶融スラグはSiO₂とCaOを多く含み、下水汚泥溶融スラグはFe₂O₃とP₂O₅とを多く含む傾向がある。表2-4に下水汚泥溶融スラグ主要成分の平均的なデータを示すが、SiO₂、CaOとともにAl₂O₃、Fe₂O₃およびP₂O₅が主要な成分となっている。また、安定した融液の流出を得るため塩基度(CaO/SiO₂)の調整を行う。塩基度調整材としては硅砂、碎石、石灰石(主成分CaCO₃)、生石灰(CaO)、消石灰(Ca(OH)₂)などを使用し、塩基度の管理目標値は1前後である。

・溶融炉維持管理上の課題

溶融炉は、焼却よりさらなる減容化により最終処分場の延命化を図り、かつ、安全に下水汚泥の有効利用を進めたいとの理由から、大都市及び下水汚泥広域処理事業など大量の下水汚泥を処理する場合に採用された。当時は、下水汚泥の処理の広域化、集約化の進展に伴い、大都市を中心に普及が進むものと考えられた。

溶融炉の課題について、①運転操作温度が非常に高いための維持管理コスト高、②長期安定運転および稼働率の向上、③スラグの有効利用用途の開発などがあげられる。研究会調査成果として以下のことが分かった^{39), 40)}。①維持管理費に占める運転管理費および修繕費の割合が全体的に高い、②定期点検および修繕の頻度は年2回で約35～50日を要し、故

障頻度は焼却炉と比較して高く年間 50 日程度である、③特に乾燥炉および周辺機器に関する故障が多い、④処理汚泥量あたりの維持管理費は約 15～20 千円/wet-t となり、焼却炉の維持管理費約 5～15 千円/wet-t と比べて高い。

熔融炉は最終処分場の延命化が理由の一つになっていたように、減量化において熔融スラグという最終的な目的物を得ることにあった。最終目的物であることから、熔融スラグの有効利用が大きな課題となった。この点が鉄鋼スラグ等副産物で得られるものとは大いに異なる点であり、熔融スラグの利用用途の開発が待たれる要因と考えられる。このような背景から、熔融スラグの JIS 化に大きな期待が寄せられた。

・下水汚泥熔融スラグ

以上まとめると以下のことが分かる。

- 1) 「スラグ物性統一調査」を実施し、下水汚泥熔融スラグの物理化学的性状について、コンクリート用の粒形判定実績率や道路用のすりへり減量など、そのままではいくつかの項目が満足できないものがあることが明らかとなった。
- 2) 当時、熔融処理については、汚泥処理の広域化、集約化に伴い普及拡大が期待されたが、同時に、維持管理コスト高、長期安定運転および稼働率の向上など、いくつかの維持管理上の問題も指摘された。

2-3-4. 廃棄物熔融スラグ

下水汚泥の熔融処理に続くように、ダイオキシン対策として都市ごみに対する熔融処理が導入された。JIS 化とほぼ時期が重なったことから、都市ごみ熔融スラグに関して様々な検討が行われた。

・物理的性質

JIS 化以前の TR 段階での研究において、熔融スラグをコンクリート用骨材として使用するには、①ガラス質であるために懸念されるアルカリ骨材反応の有無や②表面の平滑さに起因するセメントペーストとのなじみにくさ、③締め固め時における粒子破碎による細粒化等の問題があげられた。

化学組成がほぼ同様で安全性に問題のない複数の都市ごみ熔融スラグが実験に用いられた⁴¹⁾。熔融スラグ置換率の増加に伴いブリージング、空気量が増加した。磨砕加工により物理的性質、コンシステンシーは改善したが、圧縮強度は低下した。

産業廃棄物熔融スラグと 2 種類の都市ごみ熔融スラグを用いて、磨砕効果の検討が行われた⁴²⁾。その結果、形状改善によりコンクリートの単位水量が著しく低下しただけでなく、強度、耐久性も改善された。ここで用いられた磨砕加工は、高速回転するドラム中にスラグを投入し、スラグを割ることなく、スラグ同士の摩擦によって、スラグ表面の脆弱な部分を削り取り、粒子の形状および表面の改質を可能にする方法である。磨砕前のスラグ表面には光沢があるが、磨砕後は磨りガラスのように光沢が失われた。スラグ表面に凹凸が形成され、コンクリートとの付着性が増大するように改質されたものと推定された。

産業廃棄物溶融スラグの RC 梁への適用性を調べるため、細骨材の溶融スラグ置換率を 40%と、極端なケースとして置換率 100%の場合が検討された⁴³⁾。40%に対して 100%の場合、圧縮強度に対する影響は大きかったが、水セメント比を小さくすることで、影響を抑制することができた。

・化学的性質

都市ごみ溶融スラグには金属アルミニウムを混在するものがあり、コンクリート用細骨材に用いると、金属アルミニウムがセメントのアルカリ成分と化学反応し水素ガスを発生する。その結果、コンクリートが膨張して強度の低下を招くことになる。溶融スラグに含まれる金属アルミニウムを不活性にするためには、酸化してアルミナ(Al_2O_3)にするか、石灰乳で処理してアルミン酸カルシウム($\text{Ca}(\text{AlO}_2)_2$)にする方法があり、後者の方法が試された⁴⁴⁾。この方法は、発泡コンクリート製造時の工程であるアルミニウム粉末を用いた化学反応を応用した既知のプロセス技術である。溶融スラグは水砕工程で微細化されるため、水砕工程で使用する水を石灰乳に変えるだけでよいが、処理過程で発生する水素ガスの処理が課題となる。

廃棄物溶融スラグからの Pb の溶出要因として水砕スラグ自体からの溶出とスラグに付着する水砕水が考えられ、水砕水が排ガスと接触する構造の溶融炉で、排ガス由来の Pb が溶解して水砕水中の鉛濃度を増加させていることが確認された。そのため、水砕スラグの品質向上のために、①Pb の揮発促進、②可能な限り排ガスを水砕水に接触させない、③水砕水の pH を中性付近に調整すること、④水砕水中の Pb 濃度の制御、⑤洗浄によるスラグ付着水の除去が提言された⁴⁵⁾。

この時期には、下水汚泥に関しては新たな溶融炉の導入はほとんどなかった。そのため、自治体において新たに磨砕処理などの設備を設置することは難しい状況にあった。一方、一般廃棄物に関しては溶融炉の導入時期と重なったこともあり、溶融スラグの性状改善について多くの検討がなされた。

・廃棄物溶融スラグ

以上より以下のことが明らかとなった。

- 1) TR が公表された後、都市ごみ溶融スラグ等の置換率の増加に伴いブリージング、空気量の増加の問題が指摘されたが、磨砕加工や水セメント比の低減により物理的性状が改善されることが明らかとなった。
- 2) また、化学的性状に関しては、都市ごみ溶融スラグ中の金属アルミニウムの混在や Pb の溶出が課題となり、その対策について研究が行われた。

2-3-5. 考察

リサイクル製品の利用者の立場から求められる品質を検討するため、グリーン購入法やロングリストを取上げた。同時に、溶融スラグの JIS 化に際して行われた下水汚泥や一般廃棄物の溶融処理に関する様々な検討について文献調査を行った。その結果、以下の知見

が得られた。

- 1) グリーン購入法の基本方針では、公共工事に係わるものとして、長期にわたる安全性や機能の確保が特に求められる。また、調達可能な地域や数量などの供給体制についても検討が求められるほか、コスト縮減が必要とされる。
- 2) また、特定調達品目のうち、下水汚泥を原料として用いたリサイクル製品である陶磁器質タイル、焼成ブロックについて、「再リサイクル」の観点から、製品レベルで重金属溶出量、含有量が判断基準および配慮すべき事項として追加された。
- 3) 溶融スラグは JIS 化されたが、使用実績が少ないため、使用から廃棄に至るまでのデータが少ない状況にある。現在、ロングリストにおいて、道路用エコスラグは環境負荷低減効果、公的基準の品質確保および調達による普及が課題とされる。
- 4) JIS 化に際して「スラグ物性統一調査」を実施し、下水汚泥溶融スラグの物理化学的性状について、コンクリート用の粒形判定実績率や道路用のすりへり減量など、そのままではいくつかの項目が満足できないものがあることが明らかとなった。

・リサイクル製品の品質管理

溶融スラグに関しては、TR 時にいくつかの問題はあったものの、関係者の精力的な活動もあり、環境安全性を品質基準に含めた初めての JIS 化が実現した。しかし、他のコンクリート用混和材料と比較して実績が少ないことから、利用者側の理解が得られているとは言い難い。「再リサイクル」の観点から環境安全性の確保が求められるだけでなく、長期的な耐久性、安定的生産、供給体制および調達による普及などに関する検討が必要とされる。

2-4. 熱処理技術の現状

2-4-1. エコスラグ利用の現状

日本産業機械工業会では、自治体で生産される一般廃棄物や下水汚泥の溶融スラグをエコスラグと総称して、利用普及を図っている。溶融施設の稼働数は、2008 年度において 215 施設(ごみ 197 施設、下水 18 施設)であり、この 5 年間、下水汚泥溶融施設の新設がないのに比べ、ごみ溶融施設は着実に増加を続けている。ごみ溶融施設の溶融方式別内訳は、ガス化溶融炉 99 施設、灰溶融炉 98 施設であり、関東地区では灰溶融方式が多く、中部地区および九州地区ではガス化溶融方式が多い⁴⁶⁾。

2007 年度のごみスラグ生産量は 81.5 万 t で、下水スラグ 3.9 万 t を合わせると、エコスラグの全国生産量は 85.4 万 t となり、2000 年度生産量(17.1 万 t)の 5 倍に伸びている。利用の内訳は、有効利用が 69.8 万 t(82%)、年度末でのストック量が 5.6 万 t、利用せずに廃棄された量が 10.0 万 t であった。2004 年度と比べると有効利用量(36.9 万 t)は倍増するとともに、廃棄処分量(13.9 万 t)は着実に減少している。有効利用量 69.8 万 t のうち、アスファルト舗装などの道路用骨材が 26.2%、コンクリート用骨材(ブロックを含む)が 20.9%と合計で利用用途のほぼ半分を占める。

スラグの出荷形態では、無償で公共工事に提供している自治体もあるが、有価物として

有償で売却している自治体も多く、無償と有償を同一自治体で併用している場合もある。有償利用量は 2007 年度で 46.2 万 t となっており、有償利用率は 54%になる。また、一般廃棄物と産業廃棄物を同一の施設で混合熔融処理する施設が 25 施設あるが、これらの施設で生産されるスラグもエコスラグとして計上されており、その合計量は 26.3 万 t で、ごみスラグ合計量 81.5 万 t の 32%を占める。

JIS 化など利用促進対策とともに、各自治体の取組みもあり、エコスラグの有効利用の比率は生産量の 8 割、有価物として利用される比率は 5 割に達している。しかし、自治体や地域等の個別の差は大きく、利用されずに廃棄されるものもあるなど今後の課題も残る。

・エコスラグ

以上より以下のことが分かる。

- 1) 熔融スラグの全国生産量は、ごみ熔融施設の設置により着実に増加している。そのうち約 82%が有効利用され、道路用、コンクリート用で利用用途のほぼ半分を占める。
- 2) 一般廃棄物と産業廃棄物を同一の施設で混合熔融処理する施設が 25 施設あり、これらの施設で生産されるスラグ量が約 32%を占める。

2-4-2. 熔融処理技術の現状

熔融炉導入の先進地における熔融処理技術の現状をみると、東京 23 区一部清掃組合では 2007 年度の時点で熔融炉 9 施設が稼働し、その内訳は灰熔融炉 8 施設(電気式 6 炉、燃料式 2 炉)、ガス化熔融炉 1 施設である。熔融処理技術検討委員会が設置され、現状と課題、改善に向けた取組みが検討された⁴⁷⁾。その検討内容は以下のとおりである。

ごみ焼却灰処理量は 11.5 万 t であり、今後、さらに処理量が増加することから、稼働率(77.7%)の向上が求められる。処理経費は年間 67.5 億円であり、経済性の向上、コスト削減が課題となる。スラグ生産量は 8.8 万 t であり、有効利用量は 6.9 万 t である。今後、20 万 t 以上の生産が見込まれることから、一層の有効利用が求められる。経済性の向上については、①熔融施設の安定稼働、②耐火物の長寿命化と効率的な補修、③施設間の灰処理の連携、④熔融エネルギーの効率的な利用が検討され、資源化の促進については、①スラグの品質安定および有効利用、②処理不適物中の鉄の有効利用、③熔融飛灰の資源化が検討された。

そして以下のことが示された。経済性の向上のうち、熔融施設の安定稼働について、日常点検の充実による故障の低減とともに、オーバーホール等点検に合わせた定例作業の実施が示された。また、耐火物の長寿命化と効率的な補修について、既存施設の耐用年数の延長とともに、新設の場合、炉底耐火物(表層)は 3 年以上、天井耐火物は 4 年以上を目標とすること、全面補修でなく部分施工・分割施工による工期短縮と費用逓減を検討することが示された。

さらに、資源化の促進のうち、スラグの品質確保について、Pb の含有量および溶出量が安全性に大きく影響することから、単独熔融における細粒灰等分析調査が行われた。単独

熔融では、熔融飛灰及びスラグの性状分析が行われたが、従来の主灰と飛灰の混合熔融時と比べて、Pb の挙動の変化は確認されなかった。一方、有効利用の枠組みについては、JIS 等が制定されたものの、埋め戻し材を再利用した場合には法的に厳しい制約があるなど、他の自治体の認証制度のように十分に整備されていないことから、スラグ製造者、利用者、製品製造者の連携の重要性が示された。

続いて、熔融炉を新たに導入する場合の検討事例をみる。熊本市ではごみ焼却炉の立替に際して、熔融の有無が検討された⁴⁸⁾。「熔融なし」は(焼却+焼却灰及び飛灰の再資源化)であり、焼却灰はセメント原料化、飛灰は原料化または山元還元とし民間事業者への委託とされた。「熔融あり」は(焼却熔融+熔融生成物の再資源化)であり、熔融飛灰は山元還元とし民間事業者への委託、スラグ、メタルおよび金属類は独自売却とされた。両方式が比較され、「熔融あり」について、環境負荷低減・資源エネルギーの項目で外部エネルギーの使用が多く、CO₂ 発生量が多い、また、資源回収の項目で公共サイドでの優先的に使用する仕組みの構築が必要で全量を資源化できる可能性が低いとの結果となり、「熔融なし」が選択された。特に、行政サイドにおいて、上水道の全てを地下水に依存しており、スラグ使用に当たっては安全性を考慮し慎重に進めることが必要との判断がなされた。なお、資料の中には、九州地方では 2008 年 4 月以降の 5 自治体で全て熔融なしを選択との情報があり、この検討結果が判断に影響を与えたことも考えられる。

地球温暖化対策の観点からエネルギー消費の多い熔融処理を避けるケースがみられる一方で、熔融処理技術を活用した地域的な取組みも報告されている⁴⁹⁾。一般廃棄物焼却残さと産業廃棄物の広域熔融処理を進める三重県と、不法投棄現場の熔融処理による環境修復を進める香川県の操業実績において、処理後の埋め立て処理を極小化する資源循環型の廃棄物処理の報告がある。重金属類を含む熔融飛灰について、先駆的な山元還元とともに、可燃性廃棄物の熔融燃料化による環境負荷・ランニングコスト削減に取り組んでいる。

一般廃棄物の熔融処理においても、下水汚泥で課題とされた安定稼動や効率的な補修などが検討された。熔融処理に関しては導入後に一定の期間が経過した段階であり、CO₂ 排出などの環境負荷削減や省エネルギー対策など新たな課題について、検討による改善の余地が大きい技術課題であると考えられる。

・熔融処理技術

以上まとめると以下ようになる。

- 1) 熔融炉 9 基を有する東京 23 区一部清掃組合では、今後の処理量増加に対して、経済性の向上、資源化の促進が課題とされた。そのうち、スラグの品質確保について、主灰と飛灰の混合熔融に比べて単独熔融では、スラグ性状の分析の結果、Pb の挙動の変化は確認されなかった。
- 2) 熊本市では、ごみ焼却炉の立替に際して「熔融なし」が選択された。「熔融あり」では、環境負荷削減・資源エネルギーの項目で外部エネルギーの使用とそれに伴う CO₂ 発生量が多かった。また、熔融スラグを優先的に使用する仕組みの構築も課題とされた。

- 3) 一方で、三重県や香川県のように、熔融処理を中心として、処理後の埋め立て処理を極小化する資源循環型の廃棄物処理の報告もある。

2-4-3. 焼却処理技術の現状

CO₂ 排出などの環境負荷削減の観点から下水汚泥の焼却処理についても新たな検討が始まっている。下水汚泥焼却灰の有効利用に関して、神戸市の共同研究においては製品の使いやすさ(ハンドリング性等)の向上についても検討が行われた^{50), 51)}。その結果、以下のことが示された。すなわち、焼却灰を水熱反応処理することにより、重金属の溶出抑制だけでなく、粒状化することでハンドリング性、運搬性が向上する。製品用途についても、歩道用舗装材や法面緑化用土壌等が期待される。また、ロール造粒機により焼却灰を乾式圧縮したものは、減容化による運搬費の削減が期待された。

下水処理プロセスでは焼却設備のエネルギー消費割合が高く、省エネ運転が要求される。従来、気泡流動床式焼却設備では流動空気量を高めにするすることで、安定燃焼を優先した運転が行われた。しかし、脱水汚泥性状の推論機能とシミュレーション機能を用いて、投入量の変化に応じた流動空気量の最小値を求めて実設備に適用した結果、平均燃費を 10%以上低減できたとの報告もある⁵²⁾。

温暖化対策として N₂O 排出量を削減するため高温焼却(850℃)が実施されているが、燃料使用量が約 2 割増加するというデメリットがある。その対策として東京都では多層燃焼が検討された⁵³⁾。多層燃焼は燃焼用空気を砂層部のほかフリーボード部からも送り、複数の燃焼ゾーンを形成させる燃焼方法である。多層燃焼の導入により、N₂O 排出量だけでなく燃料使用量を削減できたとの報告がある。

また、流動燃焼炉では種々の改良が行われている^{54), 55)}。循環流動炉では実機にて運転調査を行った結果、気泡流動炉(高温焼却 850℃)と同等の燃費で N₂O 排出量を 80%以上削減できたとの報告がある。過給式流動炉では実証設備で運転調査を行い、気泡流動炉(高温焼却 850℃)と比較して電力由来の温室効果ガス排出量約 48%の削減、補助燃料の使用量約 14%の削減が期待できるとしている。

焼却灰の粒状化によるハンドリング性、運搬性の向上など、リサイクル製品として供給方法に関する検討は、利用者側の視点を取り入れたものとして注目される。また、焼却処理技術そのものについても、地球温暖化対策の観点から様々な検討が進んでいる。燃料化など新たな焼却代替技術の導入が盛んに検討されるなかで、焼却処理技術も下水汚泥を対照とした処理の基本プロセスとしての地位を維持するべく技術開発が進んでいる。

・焼却処理技術

以上より焼却処理技術の現状について以下のようにまとめられる。

- 1) 下水汚泥焼却炉の主流である気泡流動床式について、省エネ運転や多層燃焼などにより、燃費が削減できたとの報告がある。
- 2) また、循環流動炉や過給式流動炉など種々の改良が行われ、温暖化対策として実施され

ている気泡流動炉の高温焼却(850℃)との比較が行われた。

2-4-4. 考察

JIS 化後の溶融スラグの利用状況、溶融処理の現状とともに、下水汚泥の基本的な処理である焼却処理の現状について、文献調査を行った。その結果、以下の知見が得られた。

- 1) 溶融スラグの全国生産量は、ごみ溶融施設の設置により着実に増加している。そのうち約 82%が有効利用され、道路用、コンクリート用で利用用途のほぼ半分を占める。
- 2) 熊本市では、ごみ焼却炉の立替に際して「溶融なし」が選択された。環境負荷削減・資源エネルギーの項目で外部エネルギーの使用、CO₂発生量が多く、また、溶融スラグを優先的に使用する仕組みの構築も課題とされた。
- 3) 一方で、三重県や香川県では、溶融処理を中心として、処理後の埋め立て処理を極小化する資源循環型の廃棄物処理の試みも実施されている。
- 4) 下水汚泥焼却炉について、省エネ運転や多層燃焼などの報告があるほか、循環流動炉や過給式流動炉など種々の改良が行われている。

・効率的な下水汚泥有効利用

焼却代替技術として溶融をみた場合、環境負荷削減・資源エネルギーの項目での評価が低いものとされた。また、乾燥、燃料化(炭化)などが注目を浴びているが、一方で焼却技術の省エネルギーに関する一連の技術開発は目を見張るものがある。溶融スラグをリサイクル製品としてみた場合、溶融処理には環境安全性の確保の観点から一定の評価ができる。マテリアル利用とエネルギー利用をトータルで捉えて、効率的な下水汚泥有効利用を目指す必要がある。

2-5. 結語

文献考察から得られた知見や課題を以下に示す。

・下水汚泥の安全性向上

下水汚泥の有効利用では重金属の溶出量、含有量が問題となるが、下水処理過程において、流入水中の重金属固形物が除去され汚泥中に濃縮すると想定されること、また、一次処理と二次処理では挙動が異なる可能性があることが示されている。このため、調査に際しては、固形性、溶解性に分けて挙動を把握する必要がある、一次処理と二次処理を別々に把握することが望ましい。また、汚泥処理系からの返流水が新たな負荷となる可能性があり、処理場全体の収支を把握することが重要となる。

下水汚泥をリサイクル原料として捉えたと、下水汚泥中の重金属制御の可能性を検討することが必要となるが、主として生活排水由来の重金属が汚泥中に蓄積すると考えられるため、流入側での制御は直ちには困難である。一方、焼却灰など下水処理後の段階での下水汚泥の無害化が現段階では実用化されていないことから、下水処理過程での重金属の挙動を正確に把握し、処理過程の中で重金属制御の可能性を検討し、下水汚泥中の重金属含

有量を低減することが効率的である。

一方、下水汚泥を原料とするリサイクル製品の品質確保では、同類の市場製品の基準だけでなく、環境基準に基づく重金属溶出量など環境安全性を満足することが要求される。この対策としては、原料となる焼却灰を材料全体の 30%以内とするなど「混合率」が重要な要素となるとともに、新たに繰返し利用を考慮した「再リサイクル」という概念が導入され、リサイクル製品が環境安全性を確保することが求められる。

・下水汚泥リサイクル製品の品質向上

高炉スラグや石炭灰といった副産物が、ポゾラン反応や潜在水硬性といった特徴を活かして、モルタル・コンクリート用混和材料として資源化されてきた。下水汚泥についても、コンクリート用混和材に適した処理を行い、その粉体特性を活かした利用用途の拡大を図ることが期待される。その際には、環境安全性に関する品質基準とともに、同類の市場製品の品質基準の遵守など、下水汚泥リサイクル製品としての品質確保について検討することが必要となる。

次に、リサイクル製品の利用者の立場から品質を検討するため、グリーン購入法や特定調達品目になるためのロングリストを取上げた。公共工事に係わるものとして、長期にわたる安全性や機能の確保が特に必要とされる。また、調達可能な地域や数量など供給体制について検討が求められるほか、コスト縮減が必要とされる。

また、特定調達品目のうち、下水汚泥を原料として用いた陶磁器質タイル、焼成ブロックについて、「再リサイクル」の観点から、製品レベルで重金属溶出量、含有量が判断基準および配慮すべき事項として追加された。溶融スラグは JIS 化されたが、使用実績が少ないため、使用から廃棄に至るまでのデータが少ない状況にある。現在、ロングリストにおいて、道路用エコスラグは環境負荷低減効果、公的基準の品質確保および調達による普及が課題とされる。

・効率的な下水汚泥有効利用

JIS 化後の溶融スラグの利用状況としては、JIS 化など利用促進対策とともに、各自治体の取組みもあり、ごみスラグも含めたエコスラグの有効利用の比率は生産量の 8 割、有価物として利用される比率は 5 割に達している。こうした状況のなか、熊本市では、ごみ焼却炉の立替に際して「溶融なし」が選択された。環境負荷削減・資源エネルギーの項目で外部エネルギーの使用、CO₂ 発生量が多く、また、溶融スラグを優先的に使用する仕組みの構築も課題とされた。

下水汚泥についても、CO₂ 排出などの環境負荷削減の観点から、乾燥、燃料化(炭化)などが注目を浴びている。その一方で、焼却技術の省エネルギーに関する一連の技術開発は目を見張るものがある。溶融スラグをリサイクル製品としてみた場合、溶融処理には環境安全性の確保の観点から一定の評価ができる。マテリアル利用とエネルギー利用をトータルで捉えて、効率的な下水汚泥有効利用を目指すことが必要である。

以上より、本研究においては、リサイクル原料製造者の立場から、下水処理過程におけ

る重金属挙動の把握を行うとともに、下水汚泥の粉体特性を活かしたコンクリート混和材料としての新たな利用用途の検討を行う。また、リサイクル製品利用者の立場も含めて、JIS化された下水汚泥溶融スラグ粗骨材を事例として、公的基準の品質確保や長期的な耐久性について検討を行う。さらに、リサイクル製品の製造から施工、廃棄までを含めた検討を行うことで、効率的な下水汚泥有効利用について検討を行う。

第2章 参考文献

- 1) 山岸昂夫：下水処理場での重金属の挙動、第9回衛生工学研究討論会講演論文集、pp.129-137、1973
- 2) 寺町和宏、神山桂一：下水汚泥の重金属バックグラウンド農業利用のために一、第11回衛生工学研究討論会講演論文集、pp.42-46、1975
- 3) 寺町和宏、高桑哲男、船水尚行：下水道系における重金属の挙動ー重金属に関する都市環境質の総合的認識のために一、第15回衛生工学研究討論会講演論文集、pp.128-135、1979
- 4) 猶原順、松岡千恵美、木村光子：生活排水中の生活用品由来の有害元素の分析、用水と廃水、Vol.44、No.11、pp.15-24、2002
- 5) 杉谷健一郎、野村晶子、南雅代、加藤博和：都市公共用水域に対するノンポイント汚染源としての道路脇粉塵の化学的特徴一名古屋市の事例一、水環境学会誌、Vol.27、No.8、pp.547-552、2004
- 6) 岩佐知洋、浦瀬太郎：雨水ます中に含まれる重金属の濃度分布、水環境学会誌、Vol.28、No.10、pp.637-641、2005
- 7) 川嶋幸徳、森田弘昭：重金属の汚泥への蓄積および存在形態、土木技術資料、45-9、pp.66-71、2003
- 8) 別府智志、水谷隆信、藁科亮、須藤真琴：汚泥処理におけるセレンの挙動に関する調査、第41回下水道研究発表会講演集、pp.990-992、2004
- 9) 渋谷奈保：焼却灰からのヒ素溶出抑制方法の検討、第38回下水道研究発表会講演集、pp.788-790、2001
- 10) 坂本達哉、小出典宏、野邑尚史：薬剤添加と加熱処理による下水汚泥焼却灰からヒ素とセレンの溶出抑制方法、第40回下水道研究発表会講演集、pp.406-407、2003
- 11) 杉山佳孝、坂田晃治、野邑尚史：下水汚泥焼却灰からのヒ素とセレンの溶出抑制技術の実用開発、第41回下水道研究発表会講演集、pp.993-995、2004
- 12) 杉山佳孝、北村清明、村越浩二：水熱反応による焼却灰の重金属類溶出抑制技術、第41回下水道研究発表会講演集、pp.450-452、2004
- 13) 長塚栄児、宮本彰彦、菊地厚：水熱反応を用いた汚泥焼却灰の無害化及び資源化技術、第43回下水道研究発表会講演集、pp.392-394、2006
- 14) 井澤琢磨、高岡昌輝、大下和徹、松本忠生、武田信生：エージングによる都市ごみ焼却主灰中重金属の安定化機構の解明、第15回廃棄物学会研究発表会講演論文集、

pp.1075-1077、廃棄物学会、2004

15) 本幡照文、李政準、張瑞娜、崎田省吾、島岡隆行：焼却灰利用のための炭酸化による重金属の不溶化に関する基礎的研究、環境工学研究論文集、Vol.41、pp.459-467、2004

16) 惣附博朗、高岡昌輝、大下和徹、森澤眞輔：都市ごみ焼却灰のエージングによる 6 価クロム、ホウ素、フッ素の挙動、第 19 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、廃棄物学会、2008

17) 甚野智子、久保博、田島孝敏、山岸利男、七海匠、熊谷祐一：石炭灰の有効利用に関する安全性向上技術の開発－ほう素等の酸洗浄処理における洗浄液繰返し使用の検討、第 14 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.885-887、廃棄物学会、2003

18) 佐藤祐司、井出一貴、甚野智子、久保博、新村亮、熊谷祐一、山岸利男、七海匠：石炭灰の有効利用に関する安全性向上技術の開発－石炭灰の酸洗浄処理によるほう素除去と回収システムの実証実験－、第 15 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.725-727、廃棄物学会、2004

19) 熊谷祐一、管野栄、久保博、田島孝敏、甚野智子：石炭灰の安全安心な再生資源化を目指した酸洗浄処理技術の開発、第 19 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、廃棄物学会、2008

20) 久保裕也、熊谷祐一、久保博、林俊一、齋藤公児、長坂徹也：石炭灰からのほう素の溶出機構の解明、第 16 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.866-868、廃棄物学会、2005

21) 音瀬保彦：神戸市における下水汚泥焼却灰に関する公募型共同研究の成果について、第 47 回下水道研究発表会講演集、pp.414-416、2010

22) 永渕強、兼安真司：下水汚泥焼却灰の有効利用による空隙・空洞充填材の開発、第 47 回下水道研究発表会講演集、pp.417-419、2010

23) 畑実、村田充、窪田秀雄：神戸市下水汚泥焼却灰の植栽ブロックへの適用化技術の研究、第 47 回下水道研究発表会講演集、pp.420-422、2010

24) 大塚貴裕：神戸市下水汚泥焼却灰を各種組積ブロックに利用した新製品の開発、第 47 回下水道研究発表会講演集、pp.429-431、2010

25) 津郷俊二、松山哲也、山地功二：神戸市下水汚泥焼却灰を利用したプレキャストコンクリート製品の開発、第 47 回下水道研究発表会講演集、pp.435-437、2010

26) 竹田俊司、丸山善高：神戸市下水汚泥焼却灰の肥料化についての、焼却灰の最大利用及び、低価格製品開発、第 47 回下水道研究発表会講演集、pp.423-425、2010

27) 前田正博、岩佐行利：改質した下水汚泥焼却灰の有効利用に関する研究、下水道協会誌、Vol.42、No.513、pp.127-140、2005

28) 西山寛：下水汚泥焼却灰を利用した高流動埋め戻し材の製品化検討、第 41 回下水道研究発表会講演集、pp.432-434、(社)日本下水道協会、2004

29) 下水汚泥焼却灰の重金属不溶化とアスファルトフィラー化について、(株)金沢舗道

30) セメント協会 HP(<http://www.jcassoc.jp/>)

31) 太平洋セメント HP(<http://www.taiheiyo-cement.co.jp>)

- 32) 日本コンクリート工学協会 HP(<http://www.jci-net.or.jp>)
- 33) 日本フライアッシュ協会 HP(<http://www.japan-flyash.com>)
- 34) 環境資材鉄鋼スラグ、鉄鋼スラグ協会、2009 年 1 月
- 35) 山口裕司: グリーン購入法における平成 22 年度調達方針について、再生と利用、Vol.34、No.128、p.54-63、2010 年 6 月
- 36) グリーン購入法に係る公共工事の継続検討品目群(ロングリスト)の公表について、環境省・国土交通省・経済産業省、2010 年 5 月 28 日
- 37) 「環境物品等の調達の推進に関する基本方針」の変更について (お知らせ)、環境省、2010 年 2 月 5 日
- 38) 下水汚泥溶融処理研究会: 下水汚泥溶融処理研究会アンケート調査結果、再生と利用、Vol.24、No.92、p.99-105、2001 年 6 月
- 39) 森孝志、小池孝之、町田茂: 下水汚泥溶融処理施設の稼動状況に関する実態調査、第 39 回下水道研究発表会講演集、p.911-913、2002
- 40) 森孝志、小池孝之: 下水汚泥溶融処理施設の稼動状況に関する実態調査その 2、第 40 回下水道研究発表会講演集、p.952-954、2003
- 41) 佐川康貴、川端雄一郎、松下博通、三宅淳一、間進一: 都市ごみ溶融スラグのコンクリート細骨材としての適用性に関する研究、土木学会論文集、No.802、Vol.69、pp.171-180、2005.11
- 42) 松家武樹、堺孝司、錦織和紀郎、横山卓哉、西本祐三、小野寺誠司: 各種溶融スラグのコンクリートへの適用における磨砕の効果に関する基礎的研究、土木学会論文集 E、Vol.62、No.1、pp.174-185、2006.2
- 43) 松家武樹、堺孝司、中村俊之、梅沢健一、草薙悟志、佐藤淳一: 鉄筋コンクリート梁に対する産業廃棄物溶融スラグの適用性に関する基礎的研究、土木学会論文集 E、Vol.63、No.2、pp.235-249、2007.4
- 44) 鈴木憲司、服部真由美、高田聡恵、上原匠、梅原秀哲: 細骨材への利用を目的とした都市ごみ溶融スラグの不活性化、第 14 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.542-544、廃棄物学会、2003
- 45) 阿部清一、岡田正治、中井志郎、後藤謙治、武田信生: 廃棄物溶融スラグからの鉛の溶出に関する研究、廃棄物学会論文誌、Vol.18、No.6、pp.367-373、2007
- 46) 坪井晴人: エコスラグ利用の現状、産業機械、p.24-28、2009.11
- 47) 溶融処理技術検討委員会中間のまとめ、東京 23 区清掃一部事務組合、2009.3
- 48) 熊本市西部環境工場代替施設に係る焼却炉及び事業方式検討委員会、第 3 回検討委員会資料、熊本市、2010.3.23
- 49) 實生史樹、黒石智、後藤謙治、仲井文彦: 資源循環型社会実現に向けた溶融処理技術の開発、第 19 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、廃棄物学会、2008
- 50) 佐藤朋弘、竹村元伸、音瀬保彦: 水熱反応を用いた下水汚泥焼却灰の有効利用技術の検

討、第 47 回下水道研究発表会講演集、pp.426-428、2010

51) 相米勇二、宮下健；下水汚泥焼却灰の造粒化による運搬コストの削減：第 47 回下水道研究発表会講演集、pp.432-434、2010

52) 西山守、林哲生：流動焼却設備の運転支援、第 45 回下水道研究発表会講演集、pp.470-472、2008

53) 加納勇：多層燃焼炉の運転における課題と改善について、第 47 回下水道研究発表会講演集、pp.197-199、2010

54) 増田隆、山内渉：下水汚泥焼却における循環流動炉の運転状況について、第 47 回下水道研究発表会講演集、pp.885-887、2010

55) 清水大輔、山本隆文、折戸敢：過給式流動炉の長期連続運転、第 47 回下水道研究発表会講演集、pp.852-854、2010

第3章 下水汚泥の安全性向上 ―焼却灰中の重金属制御―

3-1. 背景と目的

・調査の背景

2008年現在、35道府県においてリサイクル製品認定制度が定められている。認定製品としては土木建築資材が全体の8割以上を占め、がれき(コンクリート塊、アスファルト塊)や溶融スラグなど廃棄物を使用した製品が約9割を占める。溶融スラグのJIS化において、一般廃棄物や下水汚泥の溶融スラグを対象に環境安全性の基準が定められたが、認定製品に対しても重金属溶出量や含有量といった基準が定められるようになった。また、肥料に関しては、汚泥肥料中の重金属について厳しい規制が行われてきたが、最近の「汚泥肥料の規制のあり方」についての検討では、重金属の自主的な管理が求められている。

下水汚泥を原料とするリサイクル製品の品質面において、まずは、環境安全性の確保が課題となる。また、繰返し利用を考慮した「再リサイクル」という概念が導入され、リサイクル原料自体についても重金属に関する安全性向上が求められる。このため、リサイクル原料となる下水汚泥が発生する下水処理過程における重金属挙動の把握が重要であるとともに、下水汚泥中の重金属制御の可能性について検討することが重要となる。

・下水中重金属の由来

工場廃水の規制が強化されて以降、生活排水由来の重金属が汚泥中に蓄積することが考慮されてきた。名古屋市¹⁾では、家庭系排水の汚濁負荷量原単位を算出した結果、アルカリ金属およびアルカリ土類金属は水道水に由来する割合が比較的高く、またP、K、Na、As、Mo、Cd、Se等は食品に由来する割合が比較的高いと推定された。また、下水処理における元素の除去率は、下水中の溶解性成分の割合と高い関連があるものと推定された。

東京都区部13箇所の水再生センターでは、「特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律(PRTR)」に基づき、第一種指定化学物質の公共用水域への排出量の把握及び届出を行っているが、その量は東京都内の全事業所からの約85%を占めており、公共用水域に対する下水道の影響は大きい。届出30物質と届出外50物質の計80物質について、「下水道における化学物質排出量の把握と化学物質管理計画の策定等に関するガイドライン(案)」(国土交通省都市・地域整備局、平成17年8月)²⁾に基づき、化学物質流入量と水再生センターにおける排出係数を用いて推計が行われた³⁾。その結果以下のことが示された。

金属類19物質について流入源別にみると、家庭が約67%、路面等が約27%、事業場が約6%と推定された。金属類届出10物質の排出量合計は届出値と近い値になった。この結果、化学物質流入量及び排出量の推定が妥当であると推察された。物質別にみると、排出量の多いZn、Mn等は届出値と概ね同レベル、排出量の少ないSe、As等は届出値より大きくなった。排出量の少ない物質は、測定値が分析の検出下限値を下回るため、少なく算出されると推察している。

東京都の推定値と名古屋市の測定値を用いて、PRTR 金属類の流入量について届出 10 物質と届出外 9 物質を比較した結果を図 3-1^{1),3)} に示す。また、家庭系から排出されたものに限定した結果を図 3-2^{1),3)} に示す。東京都の推定値では、Mn、Pb、Cu、Zn および Ba の割合が高い結果となったが、名古屋市の測定値では Pb は比較的 low Cr、Ni が高い結果となった。しかし、家庭系から排出されたものに限定すると、Pb、Cr および Ni が減少し、名古屋市の測定値も東京都の推定値と同様の傾向を示した。これは、Pb と Cr が路面等の負荷、Ni を事業場の負荷と考えると、家庭系から排出される重金属は、その種類、割合は共通することを示唆するものとして重要である。

・調査の目的

主として生活排水由来の重金属が汚泥中に蓄積すること、また、合流式では自然系、人間系由来のものもあることから、流入側での制御は直ちには困難である。このため、下水汚泥をリサイクル原料として捉え重金属含有量の低減を考慮した場合、下水処理過程での重金属の挙動を正確に把握することが重要となる。

また、下水処理過程においては、流入水中の重金属固形物が除去され汚泥中に濃縮すると想定されること、また、一次処理と二次処理では挙動が異なることが想定される。このため、調査に際しては、固形性、溶解性に分けて挙動を把握する必要がある、一次処理と二次処理を別々に把握することが望ましい。また、汚泥処理系からの返流水が新たな負荷となる可能性があり、処理場全体の収支を把握することが重要となる。

一方、焼却灰の無害化に関しては、薬剤処理や水熱反応等の技術が検討されているが、現段階で実用化に達しているとは言えない。焼却灰をリサイクル原料とする観点からは、焼却処理での重金属挙動の把握や制御の可能性を検討することが求められる。

本章では、リサイクル原料となる下水汚泥の重金属に関する安全性向上とともに、下水汚泥リサイクル製品の環境安全性の確保を目的として、下水処理過程における重金属の挙動の把握、また、主なりサイクル原料である焼却灰の重金属に関する安全性向上について検討を行う。

3-2. 調査方法

・重金属の汚泥中への蓄積と焼却炉での挙動

本調査の前に、次の予備調査を行った⁴⁾。工場排水規制が進んだ後においても、主に生活排水由来の重金属が下水に排出されることで、汚泥中には重金属が蓄積するものと考えられる。下水処理過程における重金属の蓄積過程を解明することを目的に、流入区域の特性(処理人口、区域面積、排除方式など)の異なる 10 処理場について、流入水、最初沈殿池(以下、「初沈」という)流入水、反応タンク流入水(初沈越流水)、初沈汚泥、最終沈殿池(以下、「終沈」という)汚泥を採取し、重金属の実態調査を実施した。

初沈汚泥、終沈汚泥への重金属濃縮比について、「初沈(終沈)汚泥中の重金属濃度(mg/mg-SS)／初沈(終沈)流入水中の重金属濃度(mg/ml)」と定義したところ、各重金属とも

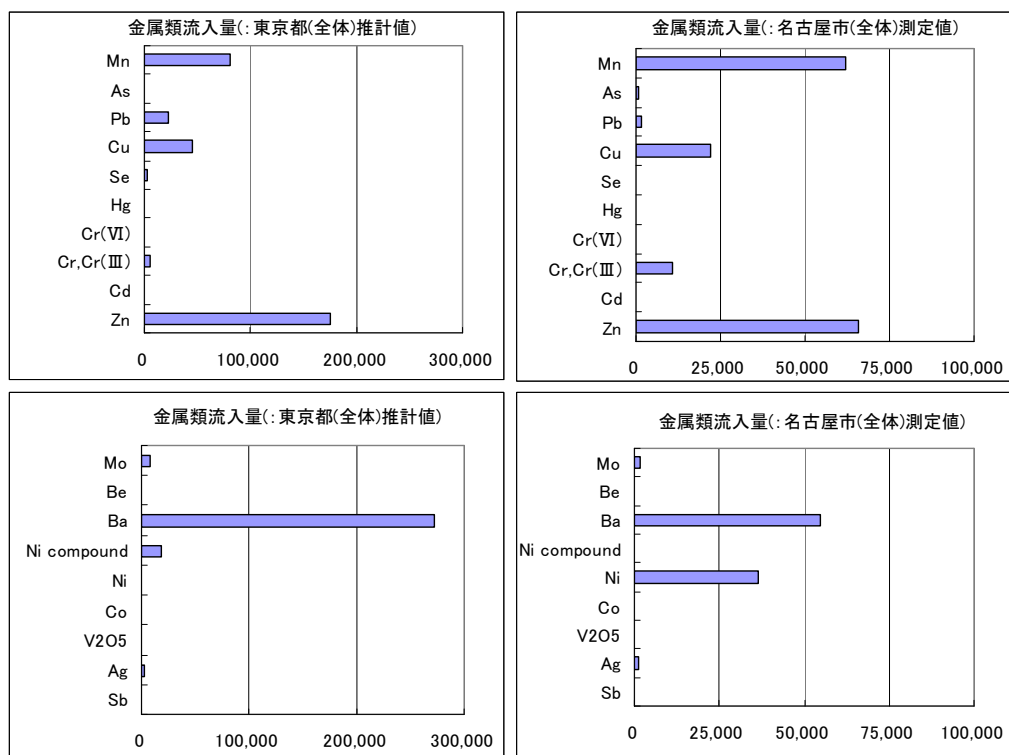


図 3-1 金属類流入量(上段：届出 10 物質、下段：届出外 9 物質、単位：kg/年)

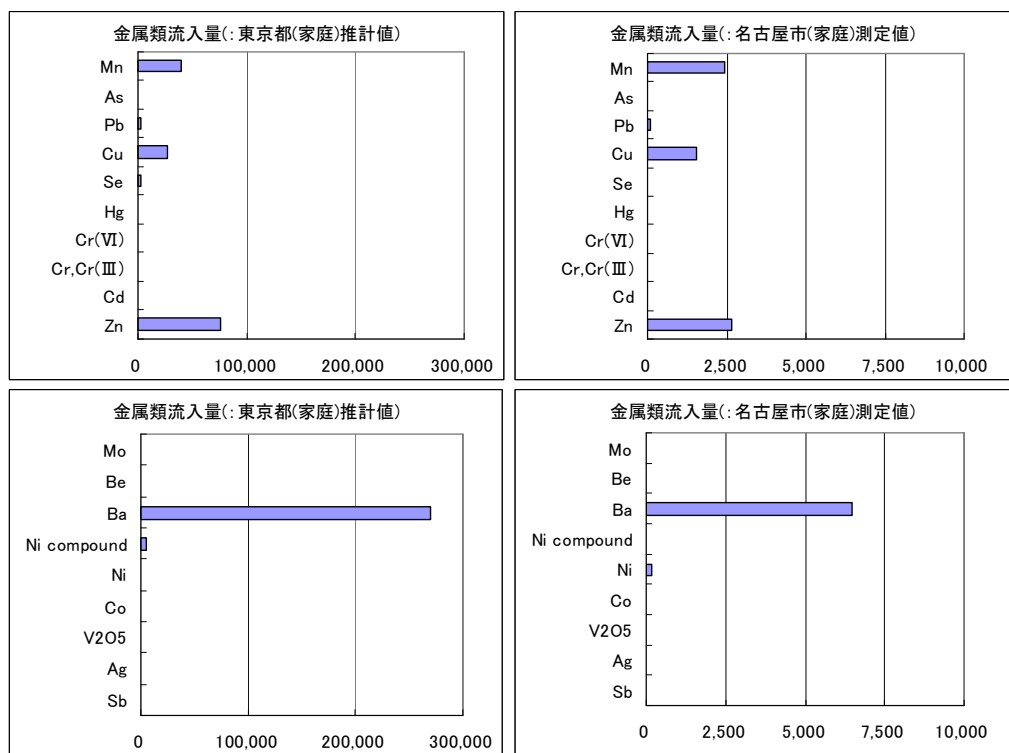


図 3-2 金属類(家庭系)流入量(上段：届出 10 物質、下段：届出外 9 物質、単位：kg/年)

10³~10⁴ オーダーで汚泥中に蓄積した。また、初沈汚泥と終沈汚泥の比較では、終沈汚泥への濃縮比は、初沈汚泥への濃縮比と同等かそれよりも高いことが分かった。

次に、焼却炉における重金属の挙動に関しても予備調査を行った⁵⁾。流動床焼却炉では、焼却灰は数十 μm の微細な粒子となって排ガスとともに排出され、サイクロンやバグフィルタ、電気集塵機(EP)によって捕集される。前段のサイクロンとバグフィルタで灰捕集を行っている処理場で、サイクロン灰とバグフィルタ灰を別々に採取し分析を行った。

その結果、他の重金属の含有量がほとんど同等であるのに対し、Seはバグフィルタ灰が大きくなった。これは、サイクロン、バグフィルタ内の温度が300℃、200℃であることからSe(昇華点317℃、1気圧)の多くはサイクロンを通過しバグフィルタで捕集されたためと考えられた。一方、Asで差異が認められなかったのは、Asの昇華点(615℃、1気圧)がSeに比較して高いため、この温度域では差が出なかったものと推測された。

以上の結果を踏まえ、全国的な下水処理施設における重金属の流入実態および汚泥中の含有量を明らかにすることを目的とした全国調査と、一箇所の下水処理場を選び、数ヶ月に渡って継続的に調査を行うことにより、重金属の負荷変動状況や、水処理プロセスにおける除去率および重金属収支を詳細に検討することを目的とした詳細調査を行った。

・全国調査

全国各地の22処理場より試料を取り寄せ、分析を行った。対象とした21下水処理場の概要は表3-1に示すとおりであり、もう1箇所は汚泥処理場である。試料の種類は、流入下水、放流水、脱水汚泥、焼却灰、溶融スラグ、コンポストとした。

・詳細調査

調査場所は某流域下水処理場とし、2002年10月から2003年2月の5ヶ月間、継続的にサンプリングを実施した。この処理場の処理区域は13,584haで、処理人口は1,256千人、排除方式は分流式(一部合流式)、2002年度の晴天時日平均下水量は389,146m³である。採取した試料は、液体試料として流入下水、初沈流出水、放流水、返流水、および焼却設備洗煙排水、固体試料として脱水汚泥、および焼却灰である。

本処理場の処理フローおよび試料採取箇所を、図3-3に示す。なおサンプリングは日祝日の直後を避けた平日に月1回実施し、液体試料は1日間のコンボジット試料、固体試料は1試料につき3検体を採取した。

液体試料は、遠心分離(3,000rpm)によりSS分と上澄み水とに分離し、個別分析に供した。固体試料は乾燥後、前処理を行い分析した。なお詳細調査では、分析対象重金属として全国調査でのものにSnを追加している。

また、処理場内で使用する薬品類から混入する重金属量を把握するため、重油、高分子凝集剤、次亜塩素酸ソーダ、過酸化水素水、硫酸、苛性ソーダ、消臭剤をそれぞれ採取し、処理場内での使用量を考慮し適宜希釈した後分析に供した。

表 3-1 全国調査で対象とした処理場の概要

処理場名	処理区域 面積 (ha)	処理区域 人口 (千人)	排除方式	晴天時 平均下水量 (m ³ /日)
A	2,308	143	分流式(一部合流式)	56,118
B	2,045	128	分流式	48,609
C	4,782	236	分流式(一部合流式)	81,575
D	6,615	305	分流式	103,116
E	5,273	179	分流式(一部合流式)	64,989
F	13,796	1,260	分流式(一部合流式)	386,402
G	1,151	68	合流式(一部分流式)	78,689
H	1,665	125	分流式(一部合流式)	74,620
I	4,568	123	分流式	51,042
J	5,576	167	分流式	99,153
K	2,309	102	分流式	58,741
L	1,255	122	合流式	75,283
M	11,667	415	分流式	159,912
N	8,078	770	合流式(一部分流式)	550,080
O	4,745	441	分流式(一部合流式)	185,000
P	3,308	390	分流式(一部合流式)	120,000
Q	3,215	133	分流式	39,584
R	1,054	72	合流式(一部分流式)	82,278
S	2,234	190	分流式(一部合流式)	85,240
T	8,447	612	分流式	186,834
U	2,139	140	分流式	37,039

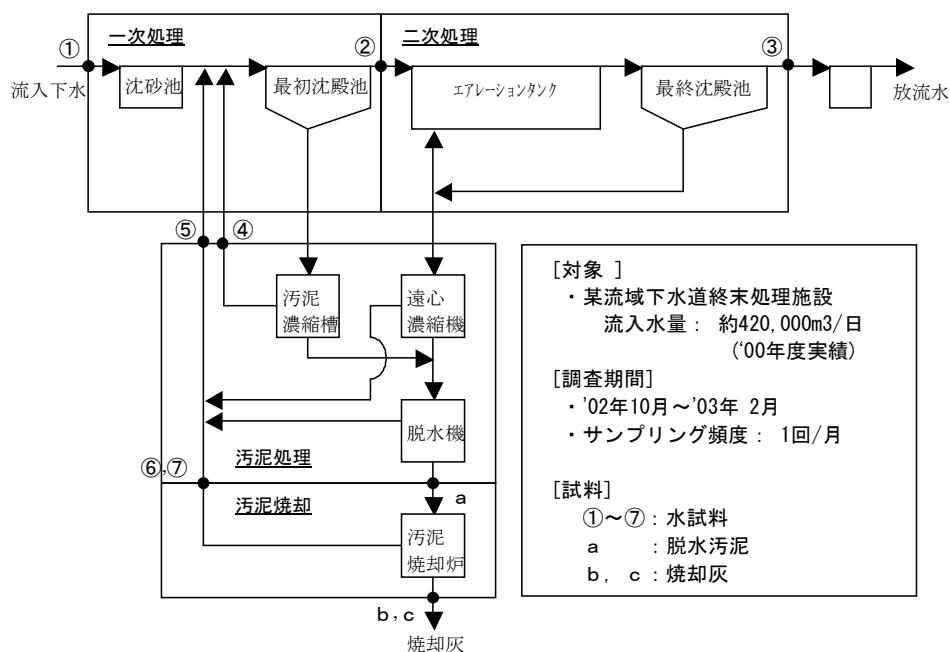


図 3-3 詳細調査の資料採取箇所

表 3-2 ICP-MS の分析条件

主要な機器調整項目	
高周波出力	1,200 W
ガス流量	プラズマガス：14±0.5 l/min
	補助ガス：0.8±0.2 l/min
	キャリアガス：0.84 l/min
積分時間	1.000 sec
測定条件	
検量線濃度範囲	0～500 μg/l
測定範囲	1～1,000 μg/l
内部標準物質	Sc, Rh, Bi

表 3-3 分析対象重金属

名 称	元 素 記 号	名 称	元 素 記 号
亜鉛	Zn	ニッケル	Ni
アンチモン	Sb	バリウム	Ba
カドミウム	Cd	砒素	As
銀	Ag	ベリリウム	Be
クロム	Cr	ほう素	B
バナジウム	V	マンガン	Mn
コバルト	Co	モリブデン	Mo
水銀	Hg	インジウム	In
セレン	Se	タリウム	Tl
銅	Cu	テルル	Te
鉛	Pb		

・分析方法と分析対象重金属

分析装置は、土木研究所所有の ICP-MS(横河電機製：PMS2000)を用い、分析条件は、表 3-2 に示すとおりとした。

分析対象重金属は、表 3-3 に示す元素とした。ただし Hg は ICP-MS 装置内に微量残留するため同時分析不可能であり、別途水銀分析計で測定を行った。また、In、Tl、Te は第 2 種指定化学物質であり、PRTR 法の届出対象外物質であるが、ICP-MS で他の元素と同時分析可能なため、今回の検討対象に含めるものとした。

・個体試料、液体試料の前処理方法

ICP-MS による分析を行うために、固体試料は酸分解もしくはアルカリ融解などの前処理を行い溶液として装置に導入する必要がある。前処理方法は、分解処理を簡便に行うことが可能であり、揮発性元素の飛散が少ないマイクロウェーブ装置による酸分解(試料 0.2g に対し HNO₃5ml、HF1ml)とした。

また、液体試料は酸を加え(試料 50ml に対し HNO₃5ml)、ホットプレートで残量が 1ml になるまで加熱濃縮(180℃)した。

3-3. 調査結果と考察

3-3-1. 全国の処理場での実態調査

表 3-4 に流入水、放流水、脱水汚泥、焼却灰および溶融スラグの重金属含有量について、データ数、中央値および平均値を示す。流入水、放流水および脱水汚泥は各処理場 1 試料であるが、1 処理場のみ 2 試料の分析を行ったため、分析数は各々 22 試料、22 試料および 23 試料である。また、焼却灰および溶融スラグは各処理場 1 試料であり、分析数は各々 13 試料および 10 試料である。流入水および放流水試料に関しては、Be、In、Sb、Te、Tl および Hg はほとんど検出されていないが、汚泥中に濃縮されることにより、脱水汚泥をはじ

表 3-4(1) 流入水および放流水の重金属含有量(全国調査)

	流入水			放流水		
	データ数 (-)	中央値 ($\mu\text{g/l}$)	平均値 ($\mu\text{g/l}$)	データ数 (-)	中央値 ($\mu\text{g/l}$)	平均値 ($\mu\text{g/l}$)
Be	1	1.00	1.00	1	1.00	1.00
B	22	109.72	159.50	22	75.61	140.13
V	19	1.64	2.11	5	2.33	1.94
Cr	22	5.00	8.66	7	2.28	2.87
Mn	22	87.66	155.81	22	31.69	60.93
Co	2	1.47	1.47	4	1.35	1.58
Ni	22	9.33	27.72	22	3.28	17.52
Cu	22	45.03	57.59	22	6.49	7.46
Zn	22	107.18	158.40	22	38.04	44.41
As	22	2.16	5.03	14	2.00	4.58
Se	3	1.06	1.64	1	1.00	1.00
Mo	22	2.55	3.03	21	2.12	2.82
Ag	17	2.70	5.61	2	1.33	1.33
Cd	3	2.02	2.49	1	1.00	1.00
In	1	1.00	1.00	1	1.00	1.00
Sb	3	1.41	1.33	2	2.10	2.10
Te	1	1.00	1.00	1	1.00	1.00
Ba	22	147.43	165.80	22	13.28	13.74
Tl	1	1.00	1.00	1	1.00	1.00
Pb	22	4.77	6.71	16	1.55	1.97
Hg	1	0.50	0.50	1	0.50	0.50

表 3-4(2) 脱水汚泥、焼却灰および溶融スラグの重金属含有量(全国調査)

	脱水汚泥			焼却灰			溶融スラグ		
	データ数 (-)	中央値 (mg/DSkg)	平均値 (mg/DSkg)	データ数 (-)	中央値 (mg/DSkg)	平均値 (mg/DSkg)	データ数 (-)	中央値 (mg/DSkg)	平均値 (mg/DSkg)
Be	23	0.5	0.5	11	0.8	0.9	9	0.8	1.4
B	23	29.7	26.4	13	70.3	74.7	10	60.9	73.6
V	23	13.5	16.2	13	60.1	66.1	10	79.8	83.0
Cr	23	33.7	86.6	13	144.4	351.4	10	609.1	715.8
Mn	23	397.2	469.4	13	1,217.7	1,840.2	10	1,271.3	1,940.9
Co	23	3.3	4.0	13	18.0	36.3	10	19.7	21.1
Ni	23	33.3	66.7	13	119.2	460.6	10	150.0	290.1
Cu	23	306.1	338.6	13	1,492.6	1,812.9	10	1,150.5	1,303.3
Zn	23	688.4	823.8	13	2,811.3	4,104.0	10	1,000.6	930.1
As	23	6.0	12.3	13	28.5	56.1	10	1.5	26.7
Se	23	2.6	3.0	13	2.1	3.0	10	0.5	1.2
Mo	23	6.5	7.8	13	39.0	43.9	10	23.4	26.8
Ag	23	24.3	30.1	13	147.5	200.3	10	20.3	42.2
Cd	23	1.8	2.7	13	5.6	7.8	10	0.7	1.2
In	23	0.5	0.7	13	1.6	2.4	10	0.6	0.9
Sb	23	2.8	4.1	13	14.8	23.6	10	3.3	4.2
Te	23	0.5	0.5	13	0.5	0.5	10	0.5	0.5
Ba	23	848.0	1,049.5	13	5,588.0	5,982.8	10	4,087.2	4,747.1
Tl	23	0.5	0.5	13	0.5	0.6	10	0.5	0.5
Pb	23	36.5	44.3	13	127.1	137.4	10	31.1	42.8
Hg	23	0.6	1.0	13	0.1	0.2	10	0.1	0.1

め、各汚泥試料からは、これらの元素が定量下限値を超えて検出されている。また、処理場毎にデータがばらつくことから、最頻値より右に広がりのある分布となっており、中央値が平均値と比較して低い値を示していることが分かる。

流入水中の濃度が相対的に高い B、Mn、Ni、Cu、Zn および Ba に着目して、図 3-4 に流入水と放流水の各々について溶解性濃度、固形性濃度を示す。図中の実線は溶解性濃度と固形性濃度が等しい点を結んだものである。また、合流式(一部合流式を含む)と分流式の処理場に分けてデータを示しているが、排除方式に関して一定の傾向を示さない結果となった。

Cu、Zn および Ba は放流水中の固形性濃度が減少し、下水処理過程で SS の除去に伴い除去される傾向があることが分かる。また、溶解性については除去の割合が低いことも示されている。溶解性と固形性を合わせたトータルの除去率は、各処理場の除去率を単純平均して、Cu、Zn および Ba で各々 83%、62% および 90% と算出された。ここで、Zn の除去率が小さいのは溶解性濃度が増えているケースが多いことによる。B は合流式の一部で放流水中の固形性濃度が減少する場合がみられることがあったが、除去率の単純平均は 14% と小さいものであった。これに対して、Mn、Ni はデータがバラツキ、除去に関して一定の傾向を示さない。

次に、脱水汚泥中の濃度が相対的に高い Cr、Mn、Ni、Cu、Zn、Ba および Pb と、農業利用で課題となる Cd について、図 3-5 に脱水汚泥の重金属濃度と焼却灰、熔融スラグ中の重金属濃度を示す。図中の実線 2 本は、それぞれ、焼却灰、熔融スラグ中の重金属濃度が脱水汚泥中のものと等しい点と 10 倍の点を結んだものである。ここで、焼却灰および熔融スラグへの濃縮率を「焼却灰または熔融スラグ含有量(mg/DSkg)／脱水汚泥含有量(mg/DSkg)」と定義する。なお、今回調査を行った熔融炉は旋回式、表面式など酸化雰囲気のものが多く、還元雰囲気のコークス式は少なかった。

焼却処理における焼却灰への Cr、Mn、Ni、Cu、Zn、Cd、Ba および Pb の濃縮率は、各処理場の濃縮率を単純平均して、それぞれ 4.2、7.9、5.1、5.5、5.3、4.3、6.0 および 3.9 と算出された。また、熔融処理における熔融スラグへの Cr、Mn、Ni、Cu、Zn、Cd、Ba および Pb の濃縮率は、各処理場の濃縮率を単純平均して、14、4.7、4.7、3.5、1.2、0.59、5.6 および 1.0 と算出された。Cr を除くと、焼却灰への濃縮率より低い値を示すことが分かる。さらに、熔融スラグのグラフにおいては、Zn、Cd および Pb のデータのうちいくつかは、脱水汚泥と等倍を示す実線の下に分布している。このことは、これらの重金属が熔融スラグ中に濃縮されることなく、熔融温度が高温であるために揮発蒸散した結果、熔融スラグ中の重金属濃度が低下したことを示している。

これらの結果は複数の処理場の平均値を算出したものであり、詳細な検討のためには、汚泥処理系からの返流水の影響も含めて、個々の処理場において重金属の挙動を把握することが必要と考えられる。

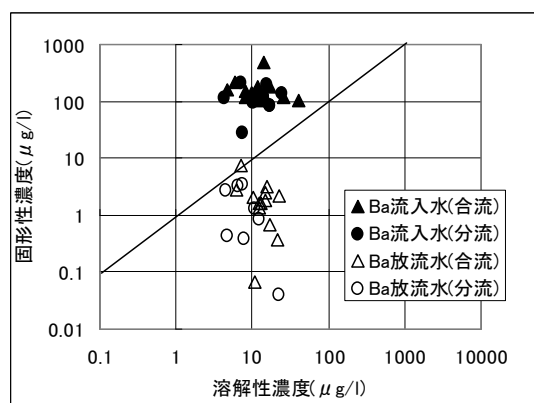
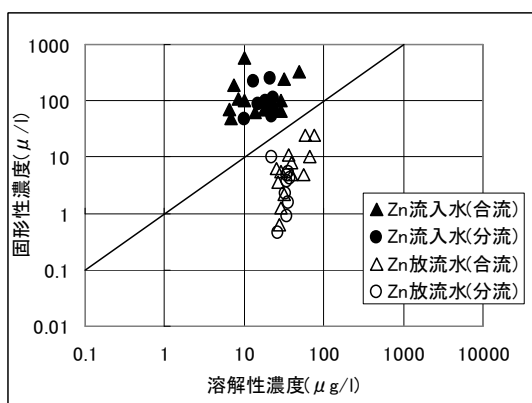
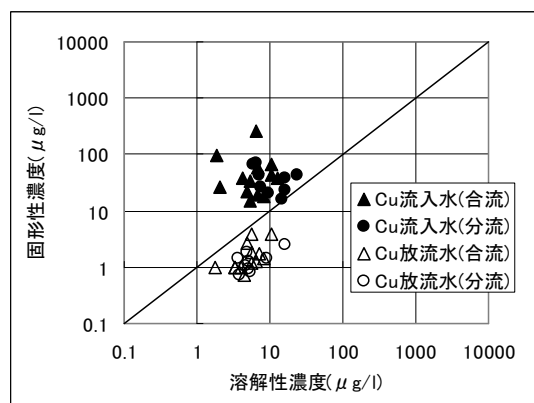
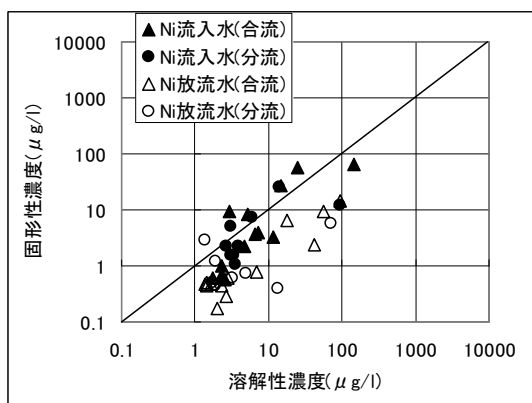
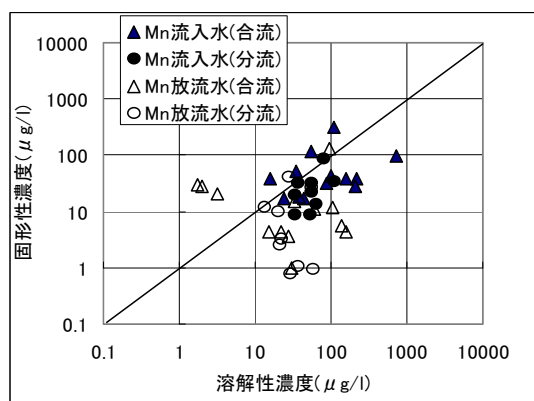
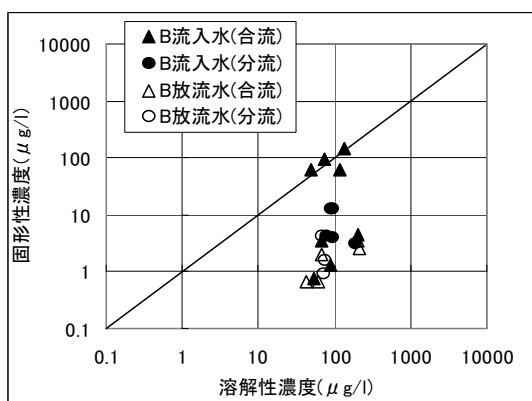


図 3-4 流入水と放流水中の重金属溶解性濃度、固形性濃度

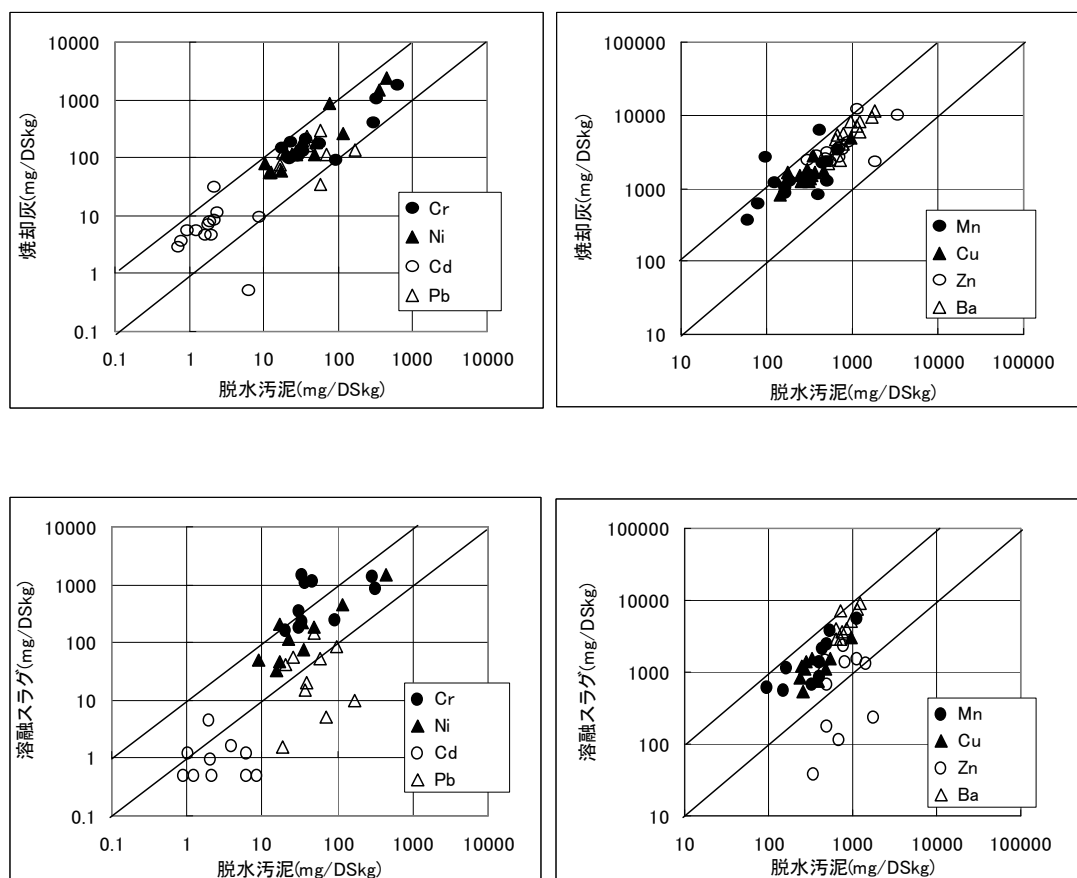


図 3-5 脱水汚泥と焼却灰(上段)・溶融スラグ(下段)中の重金属含有量

3-3-2. 特定の処理場での詳細調査

表 3-5 に流入水、放流水、脱水汚泥および焼却灰の重金属含有量について、平均値、最大値、最小値および標準偏差を示す。液体試料は各月のコンポジット試料から 5 ヶ月の単純平均値を算出した。また、個体試料は各月 1 試料 3 検体の平均を求めたうえで、5 ヶ月の単純平均値を算出した。流入水および放流水試料に関しては、Be、In、Te、Tl および Hg は定量下限値以下であった。また、脱水汚泥試料に関しては、Be、In、Te および Tl が、焼却灰試料に関しては Te が定量下限値以下であった。また、各月のデータの変動があることから、標準偏差は平均値の 2 割程度の値を示していることが分かる。

流入水における各元素の月毎の負荷変動を図 3-6 に示す。Ni、Zn および Ba の負荷変動は酷似しており、何らかの産業活動との関連を示唆しているものと考えられる。また、Mn および Cu の組み合わせについても同様のことが想定される。一方、流入水量および他の水質指標は比較的安定しており、これらの重金属の負荷変動を水質指標より推測することは困難であった。

表 3-5(1) 流入水および放流水の重金属含有量(詳細調査)

	流入水				放流水			
	平均値 ($\mu\text{g/l}$)	最大値 ($\mu\text{g/l}$)	最小値 ($\mu\text{g/l}$)	標準偏差 ($\mu\text{g/l}$)	平均値 ($\mu\text{g/l}$)	最大値 ($\mu\text{g/l}$)	最小値 ($\mu\text{g/l}$)	標準偏差 ($\mu\text{g/l}$)
Be	—	—	—	—	—	—	—	—
B	99.11	112.49	75.65	14.55	98.91	110.22	78.50	13.79
V	1.78	2.02	1.47	0.21	0.45	0.55	0.39	0.07
Cr	6.30	8.46	4.81	1.55	0.94	1.71	0.62	0.46
Mn	47.58	57.90	41.06	6.93	35.24	38.95	31.85	3.37
Co	1.10	1.55	0.81	0.29	0.77	0.99	0.65	0.13
Ni	76.36	99.56	51.08	19.29	50.77	67.88	41.53	10.75
Cu	58.02	65.59	52.82	5.10	9.05	10.87	5.53	2.15
Zn	86.36	105.31	60.97	16.47	36.68	43.05	29.94	4.67
As	1.01	1.07	0.91	0.08	0.55	0.60	0.49	0.05
Se	0.40	0.48	0.33	0.06	0.29	0.38	0.23	0.06
Mo	3.43	4.38	2.70	0.72	2.91	4.02	2.08	0.74
Ag	3.03	3.97	2.21	0.66	0.18	0.21	0.17	0.02
Cd	0.12	0.15	0.08	0.03	0.02	0.06	0.00	0.03
In	—	—	—	—	—	—	—	—
Sn	0.73	1.91	0.30	0.67	0.40	1.08	0.19	0.38
Sb	0.34	0.41	0.26	0.06	0.06	0.07	0.06	0.01
Te	—	—	—	—	—	—	—	—
Ba	147.55	171.87	90.33	32.85	13.67	16.26	11.63	1.92
Tl	—	—	—	—	—	—	—	—
Pb	3.75	4.25	3.01	0.53	0.69	0.89	0.55	0.12
Hg	—	—	—	—	—	—	—	—

表 3-5(2) 脱水汚泥および焼却灰の重金属含有量(詳細調査)

	脱水汚泥				焼却灰			
	平均値 (mg/DSkg)	最大値 (mg/DSkg)	最小値 (mg/DSkg)	標準偏差 (mg/DSkg)	平均値 (mg/DSkg)	最大値 (mg/DSkg)	最小値 (mg/DSkg)	標準偏差 (mg/DSkg)
Be	—	—	—	—	0.6	0.7	0.5	0.1
B	9.3	12.1	7.5	1.8	59.6	77.9	36.7	13.4
V	7.9	10.0	6.3	1.4	60.0	73.3	50.9	6.9
Cr	21.1	23.9	18.1	2.1	157.1	202.6	123.9	24.0
Mn	78.9	92.4	67.7	10.4	585.3	620.7	564.0	19.7
Co	1.8	2.2	1.5	0.2	14.0	16.0	13.1	0.9
Ni	81.0	92.0	66.9	10.7	600.3	658.0	498.0	60.9
Cu	334.1	387.6	297.5	33.9	2,315.7	2,642.2	2,032.1	192.7
Zn	297.2	329.6	257.0	29.6	2,153.7	2,336.9	1,950.8	132.2
As	2.8	3.0	2.5	0.2	21.1	26.9	16.0	3.8
Se	2.1	2.5	1.8	0.3	6.7	14.5	2.7	4.4
Mo	4.1	4.5	3.8	0.4	28.9	34.1	25.9	2.5
Ag	16.3	23.9	10.0	6.0	138.2	209.3	96.6	38.3
Cd	0.9	0.9	0.7	0.1	5.3	6.1	4.1	0.6
In	—	—	—	—	1.5	1.7	1.2	0.2
Sn	10.6	12.3	9.1	1.6	88.1	100.0	76.3	7.6
Sb	1.8	2.2	1.5	0.3	13.3	14.4	12.0	0.8
Te	—	—	—	—	—	—	—	—
Ba	859.8	1,206.3	438.6	305.3	6,445.3	9,589.8	3,363.7	2,119.7
Tl	—	—	—	—	0.9	1.3	0.7	0.2
Pb	21.1	25.6	16.2	4.2	143.6	176.2	105.2	19.8
Hg	1.0	1.3	0.6	0.3	0.2	0.3	0.2	0.1

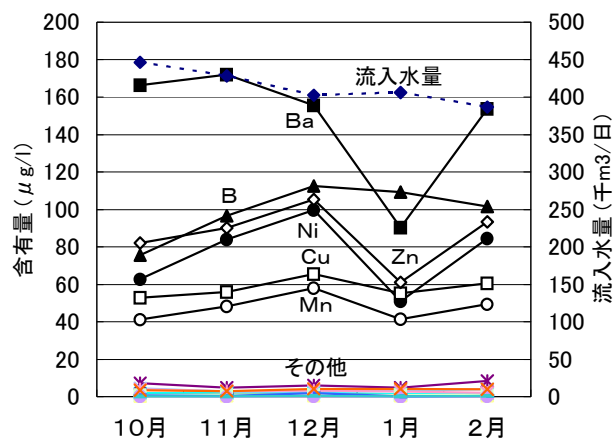


図 3-6 流入水における負荷変動

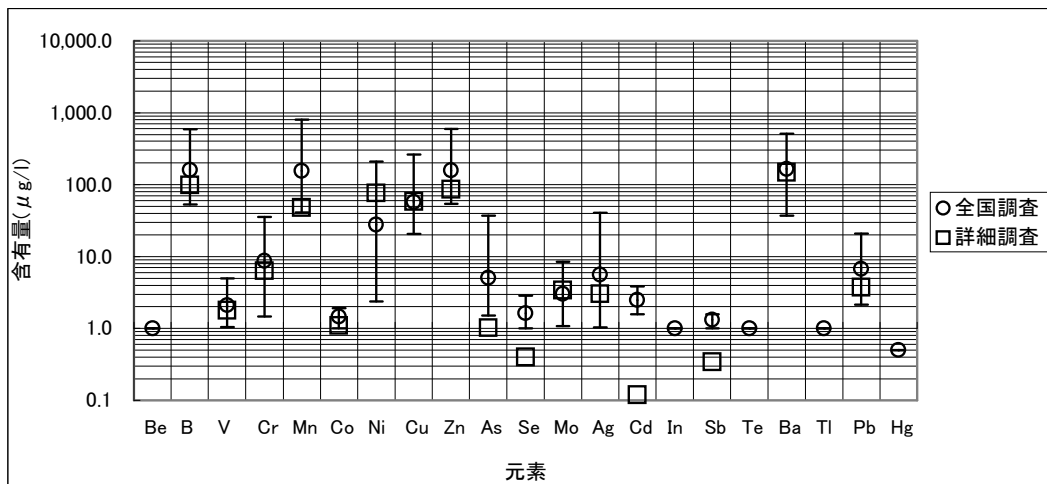


図3-7 流入水中の重金属含有量

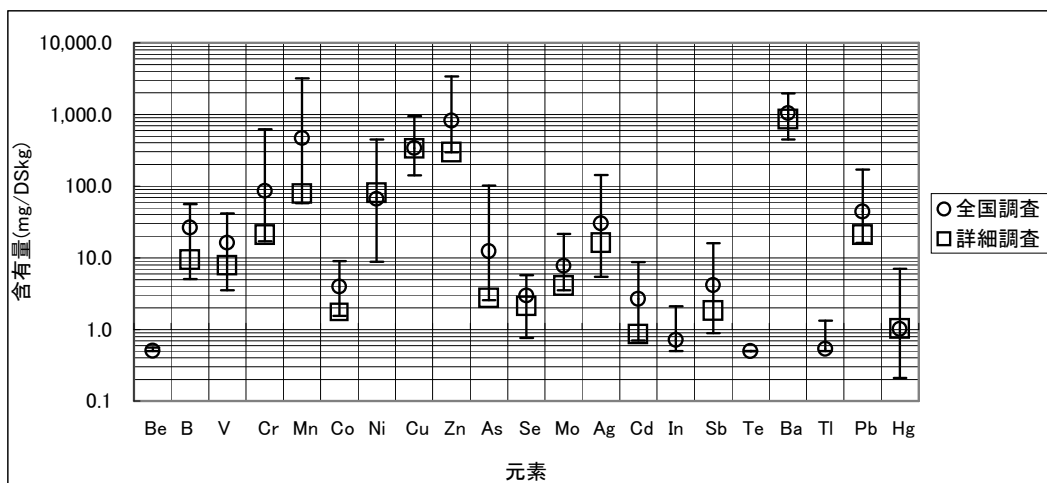


図3-8 脱水汚泥中の重金属含有量

次に、流入下水および脱水汚泥における元素毎の含有量(5 ヶ月間の平均値)と、全国調査によって得られた値を比較したものをそれぞれ図 3-7 および図 3-8 に示す。図中には、全国調査の平均値(○印)と最大値、最小値(I 印)、詳細調査の平均値(□印)を示している。

全国調査では、流入水中の濃度と脱水汚泥の濃度の配置が同じ傾向を示していることが分かる。しかし、流入水中の濃度が一番高いグループにある B だけが、脱水汚泥中の濃度は低い方に位置していることが分かる。これは、B については下水処理による除去率が低いことを示していると考えられる。また、流入水中の濃度がほとんど検出されなかった Be、In、Te、Tl および Hg のうち、In、Tl および Hg は脱水汚泥中へ濃縮されることにより、濃度が一定の分布を示す結果となった。

詳細調査の結果の平均値では、流入水について Ni が全国調査の平均値を上回っているのを除けば、全国調査より低めの値となっていた。また、脱水汚泥については、平均値は概ね全国調査の範囲内にあった。

全国調査と詳細調査の結果から、各下水処理場の処理人口、処理水量を元に、それぞれ流入水の重金属原単位および脱水汚泥の重金属含有量を算出した結果を表 3-6 および表 3-7 に示す。全国調査ではデータのバラツキが大きいことから中央値を、また、詳細調査では平均値を示している。また、この表には参考のために他の研究者による結果も示している。

流入水の重金属原単位を他の研究者のデータと比較すると、本研究での全国調査および詳細調査でのデータで B がやや高く、既存データの 18mg/人・日に対して、全国調査では 48mg/人・日、詳細調査では 32 mg/人・日のオーダーであった。また、他の重金属は概ね他の研究者らによる既存データの範囲内にあった。ここで、山岸⁶⁾と浅井ら¹⁾は家庭系排水の下水処理場、寺町ら⁷⁾と猶原ら⁸⁾は団地下水処理場のデータである。

また、脱水汚泥の重金属含有量に関しては、活性汚泥との比較となるため一概には言えないが、Be、B、V、Se、Mo、Ag、In、Sn、Sb、Te、Ba および Tl に関して、新たに重金属濃度を示すことができた。脱水汚泥の重金属含有量を他の研究者のデータと比較すると、本研究での全国調査および詳細調査のデータで Ni が高く、既存データの約 7mg/DSkg に対して、全国調査では 29mg/DSkg、詳細調査では 81 mg/DSkg のオーダーであった。また、Zn が低く、既存データの 1,270~1,500mg/DSkg に対して、全国調査では 690mg/DSkg、詳細調査では 297 mg/DSkg のオーダーであった。他の重金属は概ね他の研究者らによる既存データの範囲内にあった。ここで、山岸⁹⁾は複数の団地下水処理場の平均、寺町ら⁷⁾は団地下水処理場の下水汚泥を馴致したもののデータである。

家庭系の原単位と比較して大きな差異がないことから、下水への重金属負荷が主として家庭系に依ることを示唆する結果となった。

表 3-6 流入水中の重金属原単位(mg/人・日)

	山岸 ⁶⁾ (1973)	寺町ら ⁷⁾ (1975)	猶原ら ⁸⁾ (2002)	浅井ら ¹⁾ (2005)	全国調査 (2001)	詳細調査 (2002)
Be			0.20		0.45	
B				18.00	47.96	32.49
V				0.40	0.86	0.59
Cr	25.41	2.40	3.78	0.80	2.72	2.07
Mn	41.56	10.00	44.00	30.00	45.65	15.63
Co		0.73			0.86	0.36
Ni	23.35	0.73	41.50	2.10	3.97	25.07
Cu	55.64	12.00	42.25	19.00	20.92	19.07
Zn	230.10	39.00	274.75	33.00	48.15	28.41
As		0.44	1.09	0.49	1.07	0.33
Se			3.30	0.20	0.93	0.13
Mo			0.99	0.57	1.18	1.13
Ag				0.50	1.12	1.01
Cd		0.59	0.34	0.07	0.90	0.04
In				0.05	0.45	
Sn				3.00		0.24
Sb			0.28	0.14	0.46	0.11
Te			0.17		0.45	
Ba				80.00	67.20	48.81
Tl				0.20	0.45	
Pb		2.70	17.65	1.30	2.73	1.23
Hg		0.10	0.29	0.80	0.22	

表 3-7 汚泥中の重金属含有量(mg/DSkg)

	山岸 ⁹⁾ (1972)	寺町ら ⁷⁾ (1975)	全国調査 (2001)	詳細調査 (2002)
Be			0.5	
B			30	9.3
V			13	7.9
Cr	27	43	32	21
Mn	410	120	399	79
Co		0.7	3.2	1.8
Ni	7	7.2	29	81
Cu	240	275	316	334
Zn	1500	1270	690	297
As		3.7	6.0	2.8
Se			2.7	2.1
Mo			6.6	4.1
Ag			24	16
Cd	4	1.4	1.9	0.86
In			0.50	
Sn				11
Sb			2.9	1.8
Te			0.50	
Ba			822	860
Tl			0.50	
Pb	66	7.5	35	21
Hg	0.19	1.2	0.63	1.0

3-3-3. 水処理プロセスにおける除去率

各元素の流入下水中の含有量($\mu\text{g/l}$)の値から放流水中の含有量($\mu\text{g/l}$)の値を引いたものの、流入下水中含量($\mu\text{g/l}$)に対する割合として、水処理プロセスにおける除去率を求めた。ここでは、返流水の影響は考慮していない。全国調査の結果について、各元素の流入下水の含有量のうち SS 画分の割合(%)と除去率(%)を表したものを図 3-9 に示す。また、SS 画分と除去率の平均値、データ数および標準偏差を表 3-8 に示す。図中のプロットには標準偏差の範囲も示すが、全国 21 処理場の平均値であり、除去率および SS 画分の割合ともかなりのばらつきがあることが分かる。しかし、Mo の除去率が低くなっているのを除けば両者はほぼ比例関係あることがわかる。すなわち、除去はほとんど流入水中の SS の除去に伴って生じていることが分かる。

詳細調査の結果についても同様に整理すると、図 3-10 に示す通りとなった。また、SS 画分と除去率の平均値、最大値、最小値および標準偏差を表 3-9 に示す。各元素の除去率は全国結果とほぼ同様であるが、ばらつきが少なくなると同時に、SS 画分の割合が低く、全体的にグラフの左側にシフトした形となっている。この理由は、全国調査では SS 分の分離をろ過(ろ紙(化学分析用)5種B)によって行っているが、詳細調査では SS 分の分離を遠心分離によって行っており、流入下水中では全 SS 分のうち遠心捕捉 SS 分の割合が低いためと考えられる。Se の除去率については、全国調査の 100%に対して詳細調査では 25.7%と大幅に低い値となっているが、全国調査では除去率の算出が可能なデータが 2 処理場のみでしか得られていないので、今回の値が特異ものとは言い切れない。なお、Be, In, Te, Tl, Hg については流入下水の含有量が定量下限値以下であり、除去率の算出が不可能であったため、以降の検討対象から除外した。

さらに、詳細調査のデータについて、水処理の一次処理と二次処理に分けて除去率を整理したものを図 3-11 および図 3-12 に示す。ここで、一次処理および二次処理の除去率は、それぞれ初沈および終沈の流入と流出の重量を算出して、重量ベースの除去率として算出するとともに、二次処理の除去率については、流入水 SS 画分ではなく、初沈流出水の SS 画分との関係を示している。また、一次除去率と二次除去率の平均値、最大値、最小値および標準偏差を表 3-10 に示す。Sn は、一次処理において SS 画分の除去に伴って除去率が高くなっているが、二次処理における除去率は大きく変動しており、平均での除去率の評価が困難であるため図中には記載していない。また、Cd は、初沈流出水の溶解性濃度が定量下限値以下となったため、図中には記載していない。

一次処理における SS 画分割合と一次処理除去率については、明確な関係はみられなかった。特に、Mo と Se の SS 画分における除去率が比較的低いことがわかる。Se の一次処理における除去率が低いのは、返流水にて一次処理に流入する割合が高いためと考えられる。一方、二次処理においては、Mo を除き、SS 画分割合と二次処理除去率は概ね正の相関関係が得られており、固形物に由来する元素は生物処理により比較的除去されやすいものと考えられる。

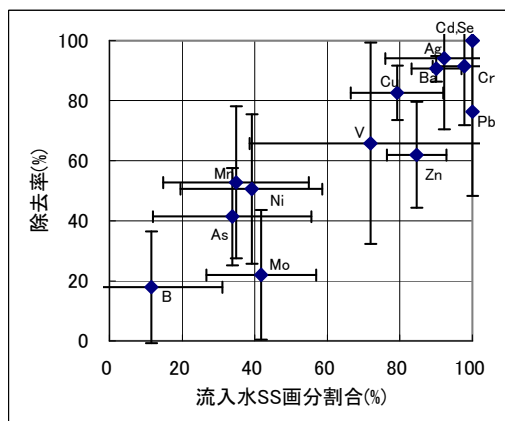


図 3-9 SS 画分割合と除去率(全国調査)

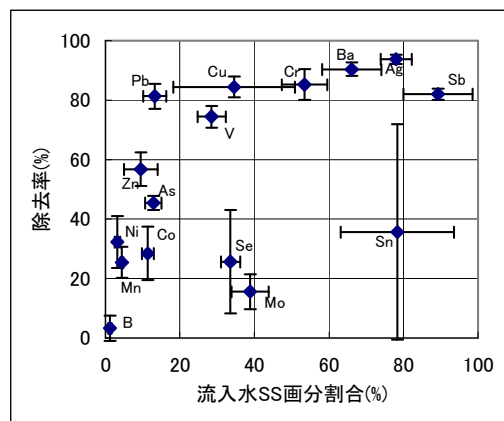


図 3-10 SS 画分割合と除去率(詳細調査)

表 3-8 SS 画分割合と除去率(全国調査)

	SS画分割合(%)			除去率(%)		
	平均値	データ数	標準偏差	平均値	データ数	標準偏差
B	11.5	21	19.6	17.9	21	18.6
V	71.9	5	33.3	65.8	5	33.5
Cr	97.8	21	8.8	91.5	21	19.7
Mn	34.9	21	20.0	52.8	21	25.3
Ni	39.2	17	19.5	50.6	17	24.9
Cu	79.3	21	12.7	82.7	21	9.0
Zn	84.6	21	8.2	62.0	21	17.7
As	33.8	9	21.8	41.4	9	16.2
Se	100.0	2	0.0	100.0	2	0.0
Mo	41.8	10	15.1	22.0	10	21.6
Ag	92.2	16	16.2	94.1	16	23.6
Cd	100.0	3	0.0	100.0	3	0.0
Ba	90.1	21	6.8	90.6	21	4.3
Pb	100.0	21	0.0	76.4	21	28.1

表 3-9 SS 画分割合と除去率(詳細調査)

	SS画分割合(%)				除去率(%)			
	平均値	最大値	最小値	標準偏差	平均値	最大値	最小値	標準偏差
B	1.2	2.0	0.9	0.5	3.3	10.5	0.0	4.3
V	28.5	32.1	22.0	3.8	74.4	78.2	69.1	3.6
Cr	53.5	64.2	49.2	6.1	85.3	88.5	76.0	5.2
Mn	4.4	4.8	3.9	0.4	25.4	32.7	21.2	5.2
Co	11.4	13.1	9.5	1.6	28.4	36.2	15.0	9.0
Ni	3.2	4.0	2.4	0.7	32.4	40.9	18.1	8.7
Cu	34.5	45.6	5.8	16.4	84.4	89.5	80.6	3.5
Zn	9.5	14.9	2.5	4.5	56.8	64.3	50.9	5.7
As	12.9	14.5	9.2	2.2	45.5	48.1	43.6	2.4
Se	33.6	36.8	30.2	2.6	25.7	51.2	5.1	17.4
Mo	38.8	45.7	32.7	5.0	15.6	22.9	8.3	5.8
Ag	78.1	84.6	74.2	4.1	93.7	95.7	91.9	1.5
Sn	78.4	100.0	64.2	15.2	35.7	89.9	0.0	36.3
Sb	89.3	100.0	83.5	9.3	82.0	83.7	80.0	1.9
Ba	66.1	72.2	54.8	8.0	90.4	92.5	86.6	2.2
Pb	13.3	16.9	8.6	3.1	81.3	84.1	73.9	4.2

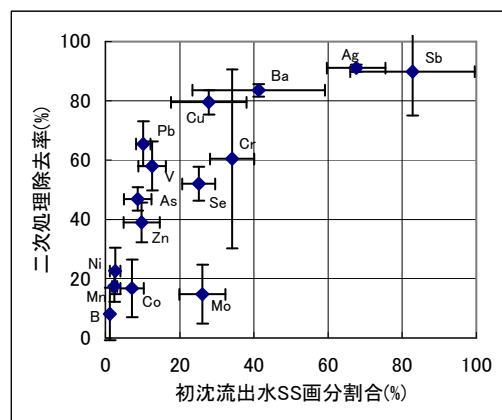
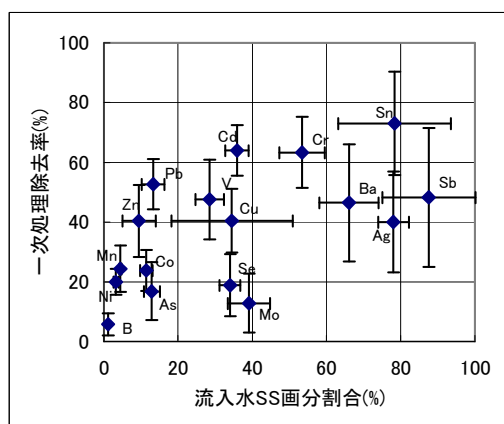


図 3-11 SS 画分割と除去率(一次処理)

図 3-12 SS 画分割と除去率(二次処理)

表 3-10 一次除去率と二次除去率(詳細調査)

	一次除去率(%)				二次除去率(%)			
	平均値	最大値	最小値	標準偏差	平均値	最大値	最小値	標準偏差
B	5.8	9.9	2.8	3.7	8.1	14.3	1.9	8.8
V	47.6	64.6	27.9	13.3	58.0	64.9	45.5	8.3
Cr	63.3	77.1	49.3	11.9	60.4	77.0	6.5	30.2
Mn	24.4	37.6	17.4	7.8	17.5	24.0	12.3	5.3
Co	23.8	30.6	12.6	6.8	16.8	31.1	6.7	9.7
Ni	20.0	23.9	13.7	4.4	22.6	31.8	11.9	7.8
Cu	40.5	56.1	27.8	10.7	79.5	84.6	75.5	4.2
Zn	40.4	56.0	22.8	12.0	39.0	48.7	31.6	6.7
As	16.8	28.6	4.7	9.7	46.9	50.6	41.2	3.9
Se	18.9	32.2	7.0	10.4	52.0	58.1	46.7	5.7
Mo	12.8	25.8	2.3	9.9	14.8	25.9	3.8	9.9
Ag	40.0	57.9	21.2	16.9	91.0	92.5	89.4	1.1
Cd	64.0	70.0	58.1	8.4	—	—	—	—
Sn	73.1	90.0	49.4	17.4	—	—	—	—
Sb	48.3	73.3	11.5	23.3	89.8	100.0	67.5	14.8
Ba	46.4	70.3	16.0	19.6	83.5	85.6	80.2	2.1
Pb	52.7	66.8	44.9	8.4	65.5	72.2	52.7	7.5

3-3-4. 重金属収支

下水処理プロセスにおける重金属の挙動を明らかにするため、詳細調査の結果について各処理プロセスにおける重金属の収支を計算した。水処理の一次処理プロセスにおいては、沈砂、しき分を除外して検討した。流入は流入下水と返流水によるものであり、各重金属の含有量分析値に維持管理日報から得た流量を乗じて流入量を算出した。流出は初沈流出水と初沈汚泥によるものであり、初沈流出水による流出分については実測データより算出しているが、初沈汚泥による流出分については含有量を実測していないため、流入分の総量より初沈流出水による流出分を差し引いて算出した。

二次処理プロセスについては、流入は前段の一次処理プロセスからの初沈流出水によるもののみであり、流出は放流水と余剰汚泥によるものである。初沈流出水による流入分と放流水による流出分は実測データに基づくものであるが、余剰汚泥による流出分については両者の差による計算値である。

汚泥処理プロセスについては、流入は初沈汚泥、余剰汚泥、高分子凝集剤等の薬品類および各所への給水（放流水を再利用）によるものであり、流出は脱水汚泥および排水によるものである。流入分のうち、初沈汚泥および余剰汚泥によるものについては前段で算出した計算値を用いているが、他は実測データに基づくものである。流出分のうち脱水汚泥によるものについては実測データに基づくものであるが、排水によるものについては、汚泥処理プロセス単独の排水が、設備上採水不可能であったため、流入分の総和から脱水汚泥による流出分を差し引いて算出した。

汚泥焼却プロセスについては、流入は脱水汚泥、重油、苛性ソーダおよび給水（放流水を再利用）によるものであり、流出は焼却灰、排ガス、排水によるものである。給水・排水は排ガス洗浄に関わるもののみとし、他は除外している。ここでは排ガスによる流出分のみ計算値である。

上記の要領で算出した各元素の流入量、流出量を、水処理の一次処理プロセスにおける流入量を 100% として換算し、図示したものを図 3-13～図 3-28 に示す。また、重金属類の流入系、循環系および排出系の割合を表 3-11 にまとめる。図中の数値は 5 ヶ月間の平均値である。なお汚泥焼却プロセスについては、実際には前段での脱水汚泥発生量と焼却量が異なるが、ここでは両者が同じであると仮定している。

元素毎に返流水廻りの収支が合わないことについては、その要因として、汚泥焼却プロセスで仮定した処理量と実際の処理量が合わないこと、水処理・汚泥処理系内での汚泥滞留量の増減が影響していること、分析試料の前処理における試料毎の回収率の相違および分析値の誤差などが考えられた。

収支図に示すように流入水と返流水からの負荷を併せて 100% としており、排出系の合計は多くの重金属類がほぼ 9 割となっている。Cr および Se は、それぞれ 68% および 60% と低い値を示すが、排出系の合計と返流水を除く流入系との比は、それぞれ 0.84、1.09 となる。また、Sn は二次処理における除去率の変動が大きかったため、収支図を示していない。

計算結果から、3 つのタイプの重金属収支が考えられた。最初は、固形分が少ないことから水処理での除去率が低く、主として放流水により排出されるタイプである。代表的なものとして B があり、96% が放流水として排出される。B より少ないが、Mn、Co、Ni および Mo は、約 60～80% が放流水とともに排出される。

次は、水処理系での除去率が相対的に高く、主として焼却処理により排出されるタイプである。代表的なものとして Ag があり、81% が焼却灰として排出される。同様に、Cu、Cd、Sb、Ba および Pb は、約 80～90% が焼却処理により排出される。Ag を除くこれらの重金属は、排ガス系負荷が約 10～20% と高く注意が必要である。

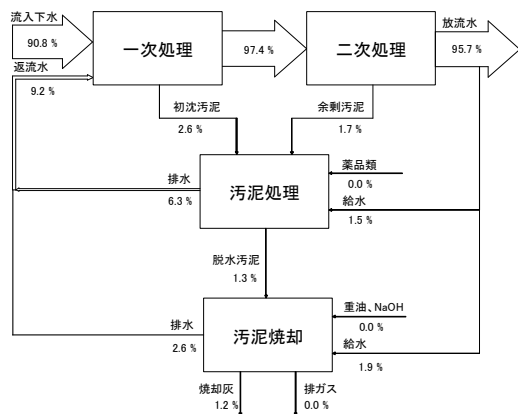


図 3-13 B の収支図

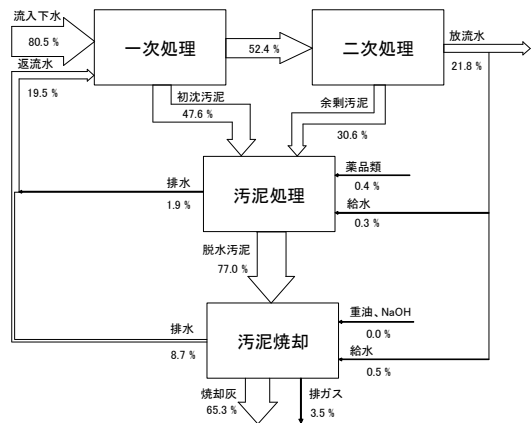


図 3-14 V の収支図

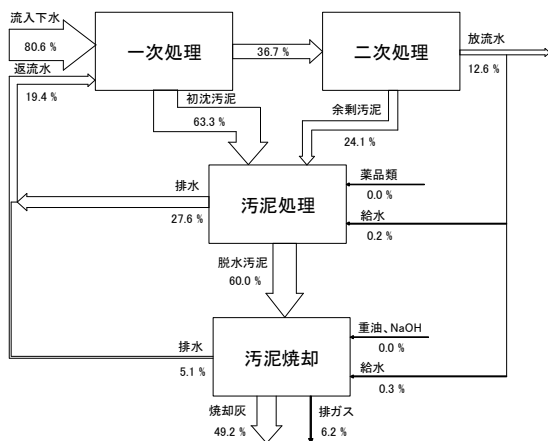


図 3-15 Cr の収支図

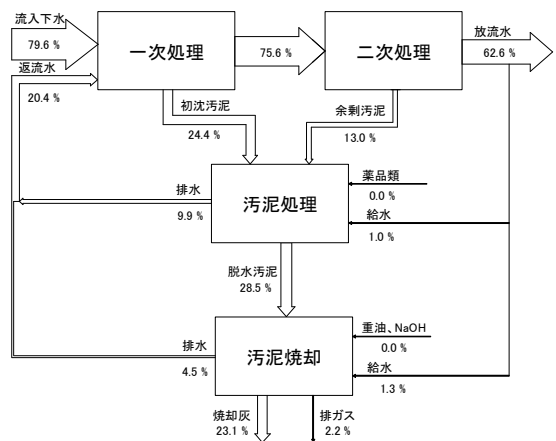


図 3-16 Mn の収支図

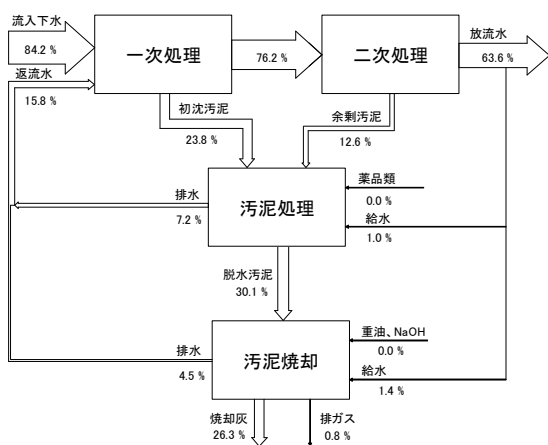


図 3-17 Co の収支図

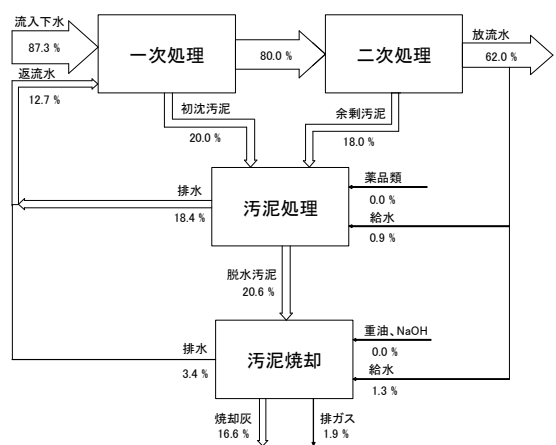


図 3-18 Ni の収支図

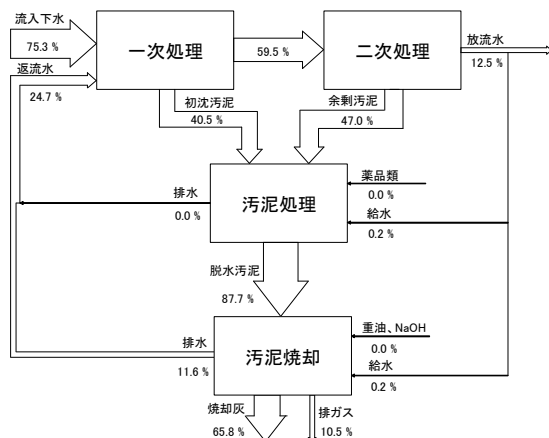


図 3-19 Cu の収支図

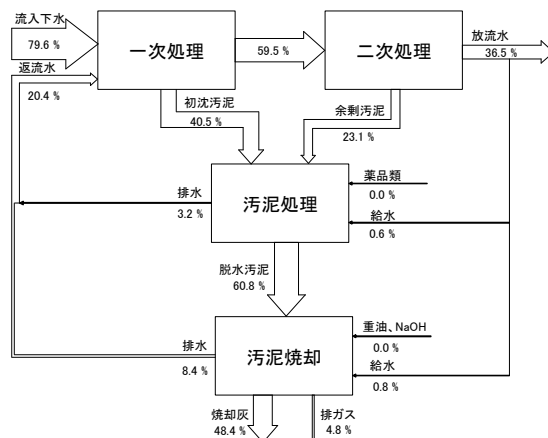


図 3-20 Zn の収支図

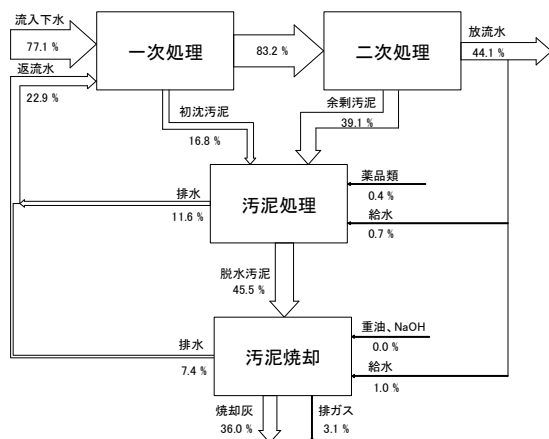


図 3-21 As の収支図

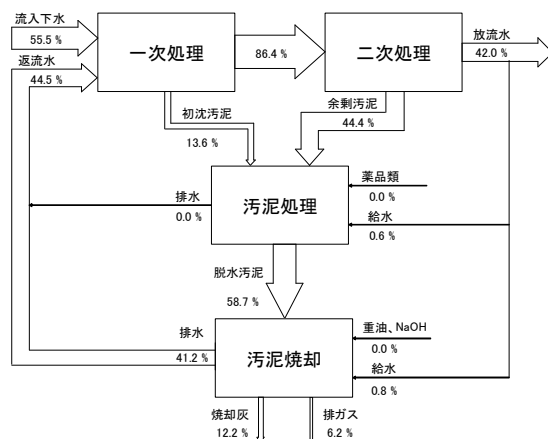


図 3-22 Se の収支図

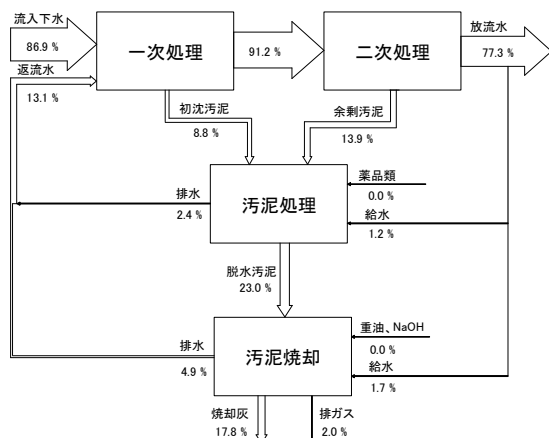


図 3-23 Mo の収支図

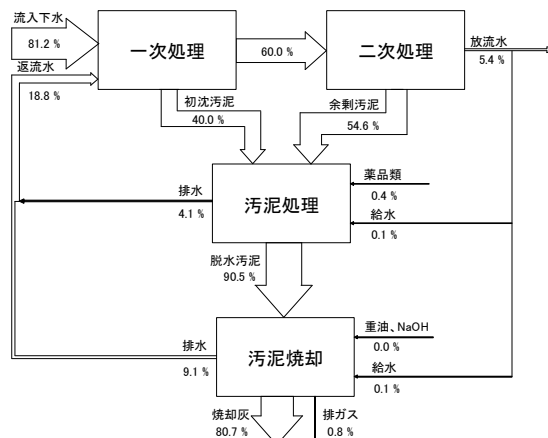


図 3-24 Ag の収支図

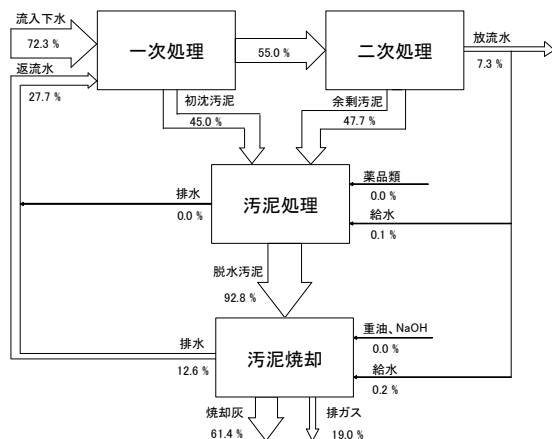


図 3-25 Cdの收支図

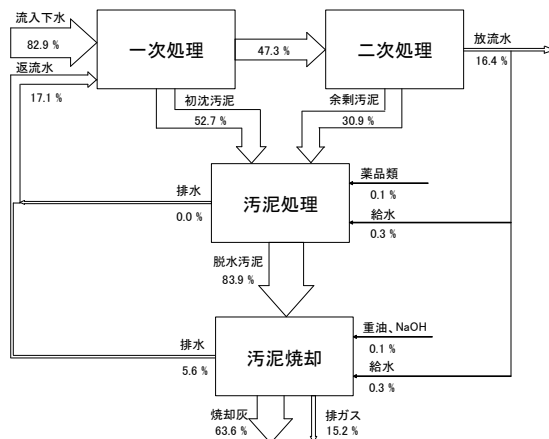


図 3-26 Sbの收支図

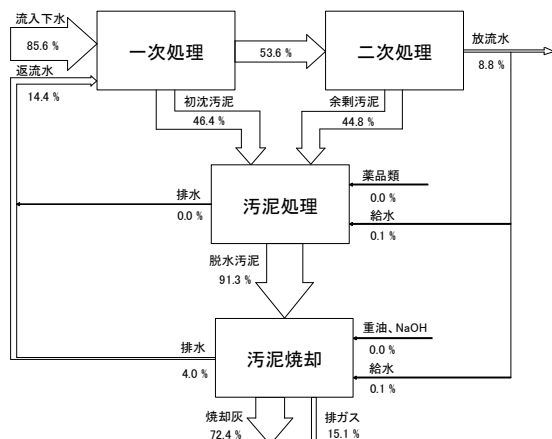


図 3-27 Baの收支図

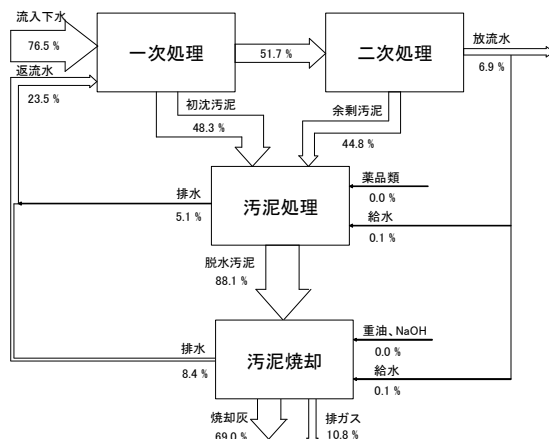


図 3-28 Pbの收支図

表 3-11 重金属類の流入系、循環系および排出系の割合

	流入系 流入下水 (1)	循環系 返流水 (2)	排出系 放流水	排出系 汚泥焼却		計 (3)	収支 (3)/(1)
				焼却灰	排ガス		
B	90.8%	9.2%	95.7%	1.2%	0.0%	96.9%	1.07
V	80.5%	19.5%	21.8%	65.3%	3.5%	90.6%	1.13
Cr	80.6%	19.4%	12.6%	49.2%	6.2%	68.0%	0.84
Mn	79.6%	20.4%	62.6%	23.1%	2.2%	87.9%	1.10
Co	84.2%	15.8%	63.6%	26.3%	0.8%	90.7%	1.08
Ni	87.3%	12.7%	62.0%	16.6%	1.9%	80.5%	0.92
Cu	75.3%	24.7%	12.5%	65.8%	10.5%	88.8%	1.18
Zn	79.6%	20.4%	36.5%	48.4%	4.8%	89.7%	1.13
As	77.1%	22.9%	44.1%	36.0%	3.1%	83.2%	1.08
Se	55.5%	44.5%	42.0%	12.2%	6.2%	60.4%	1.09
Mo	86.9%	13.1%	77.3%	17.8%	2.0%	97.1%	1.12
Ag	81.2%	18.8%	5.4%	80.7%	0.8%	86.9%	1.07
Cd	72.3%	27.7%	7.3%	61.4%	19.0%	87.7%	1.21
Sb	82.9%	17.1%	16.4%	63.6%	15.2%	95.2%	1.15
Ba	85.6%	14.4%	8.8%	72.4%	15.1%	96.3%	1.13
Pb	76.5%	23.5%	6.9%	69.0%	10.8%	86.7%	1.13

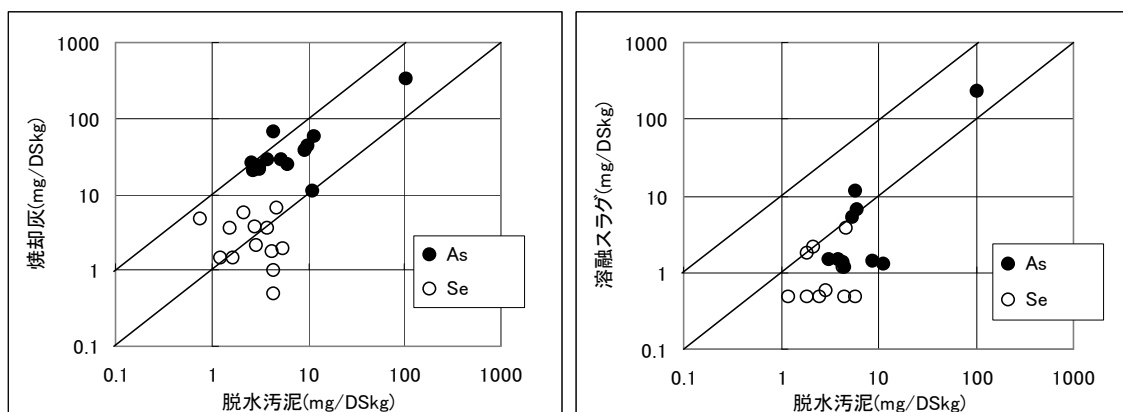


図 3-29 脱水汚泥と焼却灰(左図)・溶融スラグ(右図)中の As、Se 含有量

最後は、上記 2 つのタイプとは分類法が異なるが、流入水と比較して汚泥処理系の負荷が大きいタイプである。代表的なものとして Se があるが汚泥処理系の負荷が 45%となる。Se より少ないが、Cu、Cd、Pb が、約 25~30%が汚泥処理系の負荷である。例えば Se は、排ガス温度が高温状態である間に焼却灰が捕集され、排ガス洗浄により Se が返流水に移行するため、汚泥処理系からの負荷が大きくなると考えられる。

また、処理場内で使用する薬品や重油などから混入する重金属類は微量であり、収支に大きく影響を与えないレベルであることがわかる。

3-3-5. 焼却処理工程における重金属挙動

図 3-29 は全国調査の結果から、焼却灰、溶融スラグ中の As、Se の重金属濃度を、脱水汚泥の重金属濃度と比較したものである。通常、汚泥焼却により、脱水汚泥から焼却灰に重金属は濃縮されるものと考えることができる。焼却処理における焼却灰への As および Se の濃縮率は、各処理場の濃縮率を単純平均して、それぞれ 6.4 および 1.5 と算出された。特に、Se については、図中に示すように焼却灰中の濃度が低減しているケースもみられた。また、溶融処理における溶融スラグへの As および Se の濃縮率は、それぞれ 0.82 および 0.44 と算出され、濃縮ではなく蒸発揮散していることを示している。

また、詳細調査では、焼却処理からの返流水中の Se が、初沈において大きな負荷となっていることが分かった。そのため、返流水による負荷を含む除去率は、一次処理では 19%、二次処理では 52%と低い値を示す。しかし、収支図では、流入下水の割合が 56%であるのに対して放流水の割合は 42%となっており、見かけ上の除去率は 75%と比較的高い値が算出される。このことは、焼却処理工程から排出される Se が、返流水を介して蓄積することで、一次処理および二次処理において下水処理過程への大きな負荷となり、焼却灰中の Se 含有量にも影響を与えているものと想定される。

3-4. 焼却炉における重金属制御

ここでは、焼却炉における重金属挙動について他の研究事例を取り上げ、下水処理過程における効率的な重金属制御についてまとめる。

相模川右岸(神奈川県)では、バグフィルタを導入した実施設の運転結果より、集塵温度の低下により低沸点物質である As、Se が 90%以上除去されることが確認された。水銀に関しては 10%台と低い値を示したが、吸着能力の高い活性炭を噴霧することにより 90%以上にすることができた¹⁰⁾。バグフィルタを用いた As、Se の除去により、処理場内における重金属の循環が解消され、焼却灰の As、Se の含有量が本来のレベルまで低減することが期待される。

東京都では、高温サイクロンとろ過式集じん装置等を用いて、重金属類の低含有焼却灰と高含有焼却灰の分離回収という、新たな取り組みが実施された¹¹⁾。実験用焼却炉により高温サイクロン灰(780-845℃)と低温バグフィルタ灰(200-300℃)の性状が比較された結果、集じん温度の上昇とともに As 溶出量が低減した。一方、Se については既に高温集じんの効果により溶出量が低減していたと考えられ、溶出量の低減はみられなかった。炉内温度の高温化は N₂O 排出抑制対策として有効であるが、重金属溶出抑制対策としても有効であることが示唆された。この技術が確立されれば、ストーカ炉で焼却した都市ごみ焼却灰が主灰と飛灰に分離されるのと同様に、下水汚泥をリサイクル用の焼却灰と重金属が濃縮したそれ以外の灰に分離することが可能となる。

以上より、焼却炉における重金属の制御について、焼却灰の有効利用で課題となる As、Se に着目し、脱水汚泥中に蓄積したこれらの重金属をできるだけ下水処理過程の系外に取り出すには焼却灰の低温回収が望ましいこと、また、リサイクル用の焼却灰を分離回収するには高温回収と組み合わせることが有効であることが示された。この技術の実用化により、返流水を介した重金属の蓄積が改善するだけでなく、焼却灰の環境安全性が向上するものと考えられる。

3-5. 結語

下水汚泥リサイクル製品の環境安全性の確保を目的として、下水処理過程における重金属の挙動の把握、また、主なりサイクル原料である焼却灰の重金属に関する安全性向上について検討を行った。その結果、次のことが明らかとなった。

- 1) 全国調査では、Cu、Zn および Ba の除去率が、それぞれ 83%、62%および 90%と算出された。Cu、Zn だけでなく、Ba も固形性濃度の割合が高く、下水処理過程で除去されやすい傾向があることが分かった。また、焼却処理における重金属の濃縮率が約 4～8 倍であるのに対して、熔融処理での濃縮率は Cr を除き約 1～5 倍と低い値となった。特に、Zn、Cd および Pb は、熔融処理で揮発蒸散していることが想定された。
- 2) 詳細調査では、下水処理過程で除去率の低い B を除き流入水の濃度と脱水汚泥の濃度の配置が同じ傾向を示していた。また、流入水の濃度がほとんど検出されない Be、In、

Te、Tl および Hg のうち、In、Tl および Hg は脱水汚泥へ濃縮されて、濃度が一定の分布を示す結果となった。

- 3) 流入水の原単位と脱水汚泥の含有量を算出し、既存のデータとの比較を行った。その結果、流入水では B がやや高く、既存データの 18mg/人・日に対して、全国調査では 48mg/人・日、詳細調査では 32 mg/人・日のオーダーであった。脱水汚泥では Ni が高く、既存データの約 7mg/DSkg に対して、全国調査では 29mg/DSkg、詳細調査では 81 mg/DSkg のオーダーであった。また、Zn が低く、既存データの 1,270~1,500mg/DSkg に対して、全国調査では 690mg/DSkg、詳細調査では 297 mg/DSkg のオーダーであった。この他、脱水汚泥については新たに多くの重金属濃度を示すことができた。
- 4) 詳細調査において、一次処理における SS 画分割合と一次処理除去率については、明確な関係はみられなかった。Se の一次処理における除去率が低いのは、返流水にて一次処理に流入する割合が高いためと考えられる。一方、二次処理においては、SS 画分割合と二次処理除去率は概ね正の相関関係が得られており、固形物に由来する元素は生物処理により比較的除去されやすいものと考えられる。
- 5) 詳細調査により重金属の収支を計算した結果、B は 96%が、Mn、Co、Ni および Mo は約 60-80%が放流水により排出されることが分かった。次に、Ag は 81%が焼却灰により、Cu、Cd、Sb、Ba および Pb は約 80-90%が焼却処理により排出されるが、Ag 以外は焼却処理のうち排ガス系負荷が約 10-20%と高いことが分かった。最後に、Se は 45%が、Cu、Cd および Pb は約 25~30%が汚泥処理系の負荷であることが分かった。
- 6) 焼却灰の環境安全性では、As、Se の溶出量対策が課題とされる。Se が焼却炉で揮発し、返流水による負荷が大きな割合を占める場合、焼却灰の Se 含有量に影響を与えている可能性があることが示された。

重金属の種類によって、活性汚泥法による下水処理でも効果的に除去できるものがあった。重金属除去の機構については、固形性濃度との相関がみられた。また、焼却処理を行っている場合、汚泥処理系からの返流水が大きな割合を占める重金属があると考えられた。下水処理過程における調査により、個々の処理場における重金属挙動の特性を把握することが、下水汚泥の安全性向上を図るうえで有効であると考えられた。

第3章 参考文献

- 1) 浅井健好、兼子崇、瀬賀堅吉、加藤正治：名古屋市の下水処理場における多元素の存在量とその挙動調査、下水道協会誌、Vol.42、No.508、pp.85-95、2005
- 2) 下水道における化学物質排出量の把握と化学物質管理計画の策定等に関するガイドライン(案)ー下水道事業者による化学物質リスク管理と PRTR データの活用ー、国土交通省都市・地域整備局下水道部、2005 年 8 月
- 3) 持田哲宏、源素子、高橋昌史、横田義春：PRTR 制度を活用した水再生センターからの化学物質排出量の推計、東京都下水道局技術調査年報、2007

- 4) 坪井博和、尾崎正明、原田一郎：下水汚泥中の重金属類の制御手法に関する研究、第 35 回環境工学研究フォーラム講演集、pp.65-67、1998
- 5) 尾崎正明、久保忠雄：下水汚泥処理過程における重金属等有害物質の制御技術に関する研究、平成 10 年度下水道関係調査研究年次報告書集、pp.79-84、1998
- 6) 山岸昂夫：下水処理場での重金属の挙動、第 9 回衛生工学研究討論会講演論文集、pp.129-137、1973 (第 2 章参考 1) 再掲)
- 7) 寺町和宏、神山桂一：下水汚泥の重金属バックグラウンドー農業利用のためにー、第 11 回衛生工学研究討論会講演論文集、pp.42-46、1975 (第 2 章参考 2) 再掲)
- 8) 猶原順、松岡千恵美、木村光子：生活排水中の生活用品由来の有害元素の分析、用水と廃水、Vol.44、No.11、pp.15-24、2002 (第 2 章参考 4) 再掲)
- 9) 山岸昂夫：下水汚泥中の重金属、第 27 回土木学会年次学術講演会論文集、pp.655-656、1972
- 10) 香川聡、下野俊二、遠藤雄樹：下水汚泥焼却設備バグフィルタにおける重金属類の挙動について、第 40 回下水道研究発表会講演集、pp.979-981、2003
- 11) 緒方孝次、宮本彰彦、北村清明：高温集じん技術による汚泥焼却灰の高品質化、第 42 回下水道研究発表会講演集、pp.492-494、2005

第4章 下水汚泥リサイクル製品の品質向上

―粉体特性を活かしたコンクリート用混和材の開発―

4-1. 背景と目的

・調査の背景

近年、各種コンクリート用混和材料の積極的活用の試みが多くなされており、既に高炉スラグ、フライアッシュ、石灰石粉末などは欠かせないものとなっている。高炉セメントは、高炉スラグ(水砕スラグ)を混合材として用いる。混合する高炉スラグの量は最大 70% であり、普通ポルトランドセメントに比べて初期強度が小さく、4 週以降の長期強度が高まる特性を有する。フライアッシュセメントは、火力発電所のボイラー排ガス中に含まれる石炭灰の微粉末であるフライアッシュを混合材に用いる。混合するフライアッシュの量は最大 30% である。コンクリート用フライアッシュは極めて微細な球形であり、さらに未燃焼の炭素が残っていないものが良質とされる。良質なフライアッシュを混合すると、比較的少ない練混ぜ水で、流動性が良く、打ち込みやすいコンクリートをつくることができる。石灰石粉末は、天然産の石灰石を粉砕したもので、これを 5% 混合したものは普通セメントとされる。この石灰石粉末をコンクリートに混ぜると、水和熱低減面で優れる反面、初期の強度発現が低い、強度発現に長期間を要するコンクリートとなる。

都市近郊に製鉄所(高炉スラグ)、石炭火力発電所(石炭灰)、石灰石鉱山(石粉)の立地がない場合、混和材の供給が大量利用に対応しきれない場合が予想される。下水汚泥は下水道の維持管理に伴い主に都市で発生し、建設資材として利用が進んできた。最近ではセメント資源化が大きく伸びてはいるものの、その他の建設資材など新たな利用用途の開発に大きな進展はみられない。都市で大量に発生する下水汚泥を、コンクリート用混和材料として利用できるのであれば、研究開発の機会が広がるものと期待される。

・調査の目的

下水汚泥とセメントの組成は比較的似ており、そのため、セメント原料化が行われる。しかし、セメント中の全アルカリ量、塩化物イオン量は JIS に規定されること、また、P はセメントの凝結を遅らせることから、セメント工場で廃棄物を受け入れる場合、これら廃棄物中の P、Cl などが添加量の障害となる。そのため、すべての下水汚泥がセメント資源化できる訳ではない。

本章では、下水汚泥の粉体特性を活かしたコンクリート分野への適用性について検討を行う。高分子系焼却灰をバーナ火炎中で表面熔融状態にし、表面張力を利用して球状化したもの(以下、「球形灰」という)は、焼却灰表面にガラス上の皮膜を形成することで焼却灰の欠点を補うものであり、焼却灰を原料としたリサイクル製品の利用拡大が期待できるものである。このため、球形灰を対象としてコンクリート用混和材として利用するための検討を行った。

4-2. 実験方法

・下水汚泥の粉体特性

下水汚泥焼却灰と水砕スラグについて、コンクリート分野への利用の検討を行い、以下の結果が得られた¹⁾。セメントは通常、水、砂(細骨材：10mm以下)と砂利(粗骨材：10mm以上)を混ぜたコンクリートとして用いられる。下水汚泥をコンクリート用骨材として用いる場合、水砕スラグは針状の異形粒子の存在のため流動性が悪く、天然骨材と比べ亀裂が多いため、強度は低くなった。また、粒度分布では、天然骨材に比べ、粗粒分が多く、流動性、空気連行性に問題が生じた。

下水汚泥をフライアッシュ、高炉スラグ微粉末などのようなコンクリート用混和材として用いるため、焼却灰について水量比の比較も行い、以下の結果が得られた¹⁾。水量比はコンクリート硬化体の強度に影響するため、少ない水量で同等の流動性が得られる混和材が望まれる。比表面積の小さい無機系焼却灰は良好な結果が得られたが、比表面積が高く、吸水しやすい高分子系焼却灰では水量比は高く空気量も低下した。このため、高分子系焼却灰を利用するには、表面の一部を熔融したり、焼結の程度を高めたりすること等により改質することが望まれる。また、無機系焼却灰のような微粉末を水砕スラグに混合することで、粒度分布の改善が期待される。

続いて、熔融スラグの粉碎品について、コンクリート分野への利用の検討を行った²⁾。近年の骨材事情の悪化等により、海砂などの微細成分の少ない細骨材(塩分除去のために洗浄するため)が多く使用され、微粉末を添加するケースが多くなっている。熔融スラグを微粉碎し、粉体粒度をセメント粒子に近いものとして、セメント量の25%を置換した粉体混合モルタルの単位水量比、硬化体強度測定等も行い、以下の結果が得られた²⁾。

高炉スラグと同様に熔融スラグは、フライアッシュと異なり、未燃焼カーボンを含むことはなかった。また、粉碎したものは、ガラス化のため表面が滑らかであり、比表面積も小さいことから、吸水等が生じにくいと想定された。モルタル特性では、10～30 μ mの平均粒径に粉碎することにより、熔融スラグ粉碎品は単位水量100%未満とできる傾向が把握された。さらに、28日材齢におけるモルタル圧縮強度比からは、熔融スラグ粉碎品は水硬性のある高炉スラグと異なり強度発現効果は認められなかったが、石灰石粉末やフライアッシュと同程度の強度は得られており、活性のないコンクリート用混和材としての利用拡大が期待された。

以上より、下水汚泥の粉体特性を活かした有用利用として、無機系焼却灰、スラグ粉碎品などが、コンクリート用混和材として利用できる可能性があることが分かった。しかし、生産量が一番多い高分子系焼却灰は、吸水性で水量比が高いことから、モルタル・コンクリート用混和材料として不適であり、利用するには表面の一部を熔融したり、焼結の程度を高めたりすること等により改質することが必要であることが分かった。

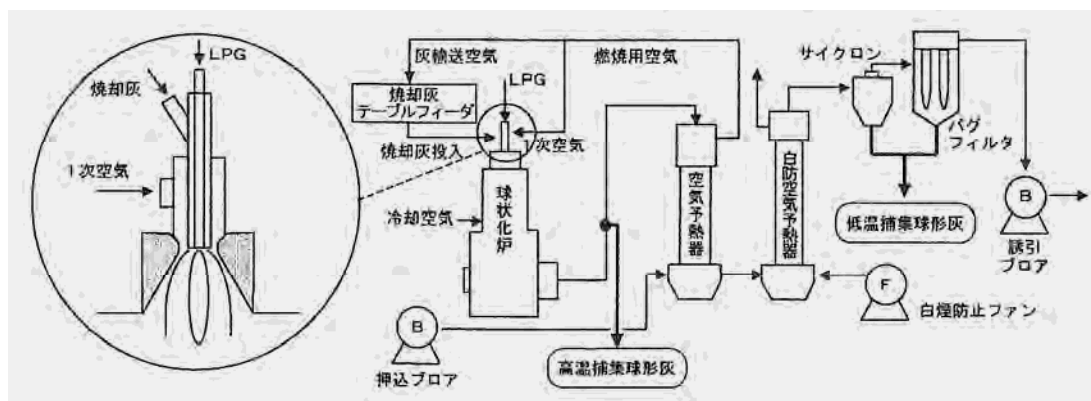


図 4-1 下水汚泥焼却灰球状化テストプラントとバーナ構造

・テストプラントによる球形灰の製造

高分子系焼却灰をバーナ火炎中で熔融、球状化させて得られる球形灰を対象とし、下水汚泥の粉体特性を活かしたコンクリート用混和材の開発を行った。また、球形灰の物性が、石炭燃焼におけるフライアッシュに近いことに着目し、積極的に高流動コンクリート用混和材として利用することについて検討を行うとともに、より安定した下水汚泥リサイクル製品とするために品質改良を試みた。

球形灰は焼却灰の処理能力が約 100kg/h のテストプラントで製造を行った。球状化炉の概略図を図 4-1 に示す。炉は円筒縦型で内径 1,100mm、高さ 4,300mm であり、焼却灰は LPG を燃料とするバーナ火炎中に全周方向から投入し、1,200～1,300℃の火炎中を通過させることにより灰粒子を熔融して、その表面張力で球状化させる。球状化した灰は、排ガスとともに熱回収された後、サイクロンおよびバグフィルタで捕集される。本章では、サイクロンで捕集された灰を球形灰と定義する。

テストプラントにおいて球形灰を 48 時間連続で製造した際の平均運転データを表 4-1 に示す。球状化炉の立上げおよび立下げに要する時間はわずかであり、また、長時間運転時も焼却灰を安定的に球状化することができた。焼却灰の平均投入率は約 90kg/h であり、投入量に対する球形灰の収率は約 89%であった。

LPG の供給率は 14Nm³/h で、熱量として 3.05×10⁵kcal/h となる。これは、オイル換算では 35.9l/h であり、焼却灰 1t 当たりオイル使用量としては 400l/t となる。また、原料である焼却灰および球形灰の組成分析を行い、性状変化について検討を行った。測定項目は、強熱減量、比重、比表面積、主要成分および微量成分である。

・高流動コンクリート用混和材への適用

高流動コンクリート等高性能なコンクリートを得るため、高炉スラグ微粉末、石灰石粉末等の鉱物質微粉末もしくは石炭灰フライアッシュ等のポゾランを加え、まだ固まらぬフレッシュコンクリート性状を改善することや、耐久性等硬化体物性を向上させることが行われる。

表4-1 球状化炉平均運転データ

測定項目	単位	運転結果
焼却灰投入量	kg-ash/h	90
1次燃焼空気量	Nm ³ /h	253
2次燃焼空気量	Nm ³ /h	200
灰輸送空気量	Nm ³ /h	177
冷却空気量	Nm ³ /h	346
排ガス量	Nm ³ /h	976
LPG供給量	Nm ³ /h	14
炉内圧力	mmH ₂ O	-30
燃焼空気温度	°C	260
炉内温度	°C	617
炉出口温度	°C	566
サイクロン入口温度	°C	203
炉出口O ₂ 濃度	%	14.9
炉出口CO濃度	ppm	5.0
炉出口NO _x 濃度	ppm	93.0

表4-2 コンクリート試作に使用した原料

項目	摘要
水	水道水
セメント	中庸熟ポルトランドセメント(比重3.22)
混和材	球形灰: 比重2.30
細骨材	陸砂: 比重2.59、吸水率1.5%
粗骨材	碎石: 比重2.60、吸水率0.8%
高性能減水剤	β-ナフタレンスルホン酸ナトリウム
増粘剤	ウェランガム

表4-3 コンクリート単位体積あたりの配合量(kg/m³)

水	セメント	球形灰	細骨材	粗骨材	高性能減水剤	増粘剤
189	374	271	741	746	9021 (g/m ³)	148 (g/m ³)

高流動コンクリートは締め固め不要の自己充填性を有するもので、フライアッシュ等のコンクリート混和材を比較的多量に必要とする。コンクリート用フライアッシュは極めて微細な球形であり、未燃焼の炭素が残っていないものが良質とされる。良質なフライアッシュを混合すると、比較的少ない練り混ぜ水で流動性がよく、打ち込みやすいコンクリートを作ることができる。

球形灰の適用例として、上記のテストプラントで得られた球形灰をコンクリート用混和材として用いた高流動コンクリートを試作し、その特性を調べた。表 4-2 に使用材料、表 4-3 に配合を示す。球形灰の混合率は、重量比で、セメントと合わせた粉体材料の 42%、骨材や水等を合わせたコンクリート材料全体の 12%となる。この配合で材料を混練し、フレッシュ時の流動性および材料分離抵抗性を、それぞれスランプフロー値、V ロート流下時間で評価した。また、試作コンクリートについて、所定材齢まで水中養生させた後、圧縮強度試験を行った。

・球形灰の粉体特性

球形灰のモルタル、コンクリートとしての特性を明らかにするため、化学成分と物理的性質を調査し、JIS 規格化されているフライアッシュと比較した。また、球形灰の原料である焼却灰には有害な重金属が含まれる場合があり、環境庁告示 46 号の方法による溶出試験を行った。調査には、焼却灰を 1,300°C以上の球状化炉で溶融、球状化した球形灰 2 種類と、球形灰と比較するため、溶融スラグをボールミルにより粉砕して製造した溶融スラグ粉砕品 2 種類を用いた。測定項目は、強熱減量、比重、比表面積、単位水量比および圧縮強度比である。

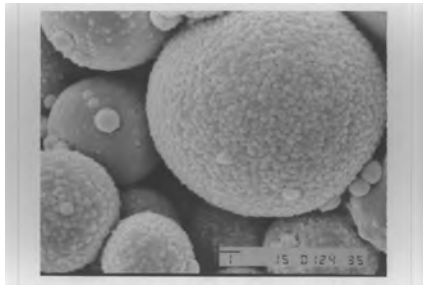


写真 4-1 球形灰の崩壊状況

表 4-4 溶出試験に用いた試料の性状

	平均粒径 (μm)	比表面積 (m^2/g)	球状化率 (%)	備考
焼却灰	23.1	6.22	—	
球形灰1	20.2	0.14	98.0	火炎温度:2,100度
球形灰2	22.4	0.30	94.4	火炎温度:1,550度
焼却灰	20.5	7.99	—	
球形灰3	21.7	0.26	96.8	消石灰無添加
球形灰4	22.7	0.18	93.6	消石灰3%添加
球形灰5	26.5	0.17	93.0	消石灰5%添加

表 4-5 溶出試験の条件

溶出試験	試料 (g)	溶媒 (ml)	重量体積比	時間 (h)	備考
アルカリ崩壊に関する溶出試験	100	1000	1:10	24	
pHを制御した溶出試験	100	1000	1:10	6	0.1N HCl NaOH
試料溶媒比に関する溶出試験	100	1000	1:10~1:100	24	$\text{Ca}(\text{OH})_2$ 飽和水
溶出特性改善に関する溶出試験	25	500	1:20	24	$\text{Ca}(\text{OH})_2$ 飽和水

・球形灰の溶出特性

球形灰を用いたモルタル試験において、モルタルの凝結遅延が生じる場合がある。凝結遅延の原因となる物質はいくつか知られるが、焼却灰に多く含まれるPもその一つである。球形灰を $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 飽和液中に浸漬することでモルタル中の環境を擬似的に再現し、球形灰の変化を電子顕微鏡写真により観察したところ、写真 4-1 に示すように、比較的滑らかであった球形灰表面が侵されている状況が確認された(以下、この現象を「アルカリ崩壊」という)。このため、球形灰からの重金属の溶出特性、球状化による溶出特性改善の確認を行うため、表 4-4 に示す球形灰およびその原料である焼却灰について表 4-5 に示す条件で溶出試験を行った。

アルカリ崩壊発生時における球形灰の金属成分の溶出特性を検討するため、 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ および CaSO_4 飽和溶液中で溶出試験を実施した。また、pH の影響を検討するため、溶媒について HCl および NaOH を用いて pH を 4~12 に 5 段階に制御する溶出試験と、試料溶媒比の影響を検討するため、試料溶媒比を 1:10 から 1:200 まで変化させる溶出試験を実施した。試料溶媒比の影響を検討する試験では溶媒を $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 飽和溶液とし、高 pH 条件に保った。なお、球形灰は、通常より高温である 2,100℃および 1,550℃で処理した球形灰 1 および球形灰 2 を用いた。

・球形灰からの金属成分溶出抑制の検討

球形灰からの金属成分の溶出抑制を目的として、原料である焼却灰を熱処理する前に消石灰を添加し、十分な混合を行ったうえで、球形灰を製造した。Ca の添加は、高分子系の焼却灰に比較して、石灰系の焼却灰を用いた球形灰ではアルカリ崩壊を生じにくい傾向が

表4-6 原灰と球形灰の組成分析結果

項目	単位	原灰	球形灰
強熱減量	% (dry)	1.20	0.03
比重	g/cm ³	2.45	2.30
比表面積	cm ² /g	7632	2145
SiO ₂	% (dry)	32.41	32.61
Al ₂ O ₃	% (dry)	16.49	16.95
Fe ₂ O ₃	% (dry)	4.15	3.85
CaO	% (dry)	10.26	10.62
MgO	% (dry)	3.69	3.05
K ₂ O	% (dry)	2.71	3.21
Na ₂ O	% (dry)	0.84	0.83
P ₂ O ₅	% (dry)	25.69	26.64
T-Cr	mg/DSkg	120	120
Cr ⁶⁺	mg/DSkg	<2	<2
Cd	mg/DSkg	4.3	3.4
Zn	mg/DSkg	2600	2500
Pb	mg/DSkg	32	98
Hg	mg/DSkg	0.08	<0.01
As	mg/DSkg	6.9	5.9
CN	mg/DSkg	<0.1	<0.1
Se	mg/DSkg	<1	<1

表4-7 フレッシュ性状試験結果

	スランブフロー値(cm)	Vロート流下時間(sec)
測定値	66.0 × 65.5 (平均: 65.8)	8.5
品質基準	65 ± 2	10 ~ 20程度

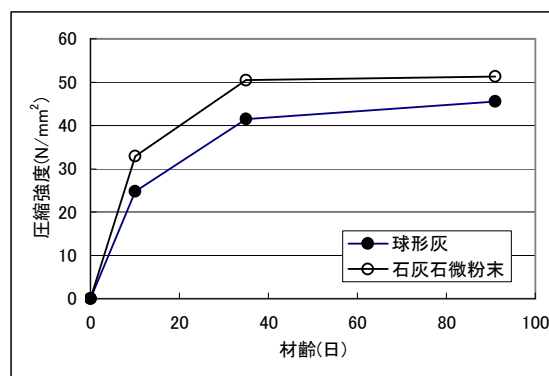


図4-2 試作コンクリートの圧縮強度

あることから実施したものである。溶出試験は、溶媒を $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 飽和溶液とし高 pH 条件に保った。なお、球形灰は、消石灰の添加率を 0%、3%および 5%変化させた球形灰 3、球形灰 4 および球形灰 5 を用いた。

4-3. 実験結果と考察

4-3-1. 球形灰の製造と高流動コンクリート用混和材への適用

・テストプラントによる球形灰の製造

表 4-6 に焼却灰と球形灰の組成分析結果を示す。強熱減量、比重および比表面積以外は、両者の組成について大きな変化はみられなかった。粒子表面が溶融、球状化している球形灰は、①ベアリング効果により流動性が高い、②重金属の溶出抑制が期待できる、③吸水性が低い、等の特長が期待された。

・高流動コンクリート用混和材への適用

表 4-7 に試作した高流動コンクリートのフレッシュ性状試験結果を示す。スランブフロー試験および V ロート試験とも、高流動コンクリートの一般的な品質基準をほぼ満足する結果となり、高流動コンクリート用混和材として利用できる可能性を示すものであった。

次に、硬化後の圧縮強度を図 4-2 に示す。材齢 35 日の圧縮強度は 41.5 N/mm^2 と十分な強度を示すとともに、材齢 91 日にかけても徐々に強度が増加する傾向を示した。また、フライアッシュと同様に一般的なコンクリート用混和材である石灰石微粉末と比較して、ほぼ同等の強度を得られることが確認できた。

表4-8 下水汚泥粉体材料の化学成分と物理的性質

	強熱減量 (%)	比重	比表面積 ブレン方法 (cm^2/g)	単位水量比 (%)	圧縮強度比 28日 (%)	圧縮強度比 91日 (%)
球形灰A	0.0	2.52	1,620	92	67.6	71.5
球形灰B	0.0	2.34	2,280	91	72.6	72.8
粉碎水冷スラグ	0.0	2.86	3,130	96	72.6	90.7
粉碎空冷スラグ	0.0	3.16	3,480	96	81.4	95.1
JIS規格値	5以下	1.95以上	2,400以上	102以下	60以上	70以上

表4-9 球形灰および熔融スラグ粉碎品の重金属溶出試験(単位:mg/l)

	Pb	Cd	Hg	Se	As	Cr ⁶⁺
球形灰A	N.D	N.D	N.D	N.D	0.037	N.D
球形灰B	N.D	N.D	N.D	0.092	0.028	N.D
粉碎水冷スラグ	N.D	N.D	N.D	0.002	N.D	N.D
粉碎空冷スラグ	N.D	N.D	N.D	0.002	N.D	N.D
環境基準値	0.01	0.01	0.0005	0.01	0.01	0.05

4-3-2. 球形灰の粉体特性と溶出特性

・粉体特性

表 4-8 に球形灰と熔融スラグ粉碎品の化学的成分および物理的性質を示す。フライアッシュの JIS 規格値と比較したところ、球形灰の比表面積だけが規格値を満たしていなかった。焼却灰を球形灰とすることで比表面積が減少することが分かっており、比表面積の規格値を満たすためには、予め焼却灰を粉碎してから球形灰とするなどの対策が必要であると考えられた。

表 4-9 に環境庁告示第 46 号の方法による溶出試験の結果を示す。ND は検出限界以下であったことを示している。重金属の溶出試験結果では、As、Se の溶出が基準を上回った。球形灰からの溶出は、捕集温度が低くなり、重金属の凝縮、付着によるものと考えられた。環境基準値を満たすためには、球形灰の捕集温度をより高くする対策が有効と考えられた。

コンクリート用混和材として、バイオス粉体の利用をさらに促進するためには、粉体性状を安定化することが課題となる。そのため、通常より高温で製造した球形灰を用いて、金属成分の溶出特性について検討を行った。

・溶出特性

アルカリ崩壊発生時における球形灰の金属成分の溶出特性を検討するため、球形灰を $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 飽和溶液中に浸漬して疑似モルタル環境を作り溶出試験を行った。また、Ca の影響を把握するため、 CaSO_4 飽和溶液による溶出試験も併せて実施した。原料である焼却灰と球形灰 1 および球形灰 2 の化学成分含有量を表 4-10 に示す。球形灰 1 および球形灰 2 は、

表 4-10 試料の化学成分含有量

	(重量%)		
	焼却灰	球形灰1	球形灰2
Al ₂ O ₃	11.9	14.9	15.6
BaO	0.5	0.5	0.6
CaO	7.0	8.3	8.8
CuO	0.2	0.2	0.2
Fe ₂ O ₃	7.8	8.7	9.5
K ₂ O	1.3	1.8	1.6
MgO	2.3	2.9	3.1
MnO	0.1	0.1	0.2
Na ₂ O	0.5	1.0	0.8
Ni ₂ O ₃	0.1	0.1	0.1
P ₂ O ₅	17.1	19.3	20.0
SiO ₂	50.7	47.0	44.9
TiO ₂	0.2	0.6	0.7
ZnO	0.6	0.6	0.5
計	100.5	106.1	106.8

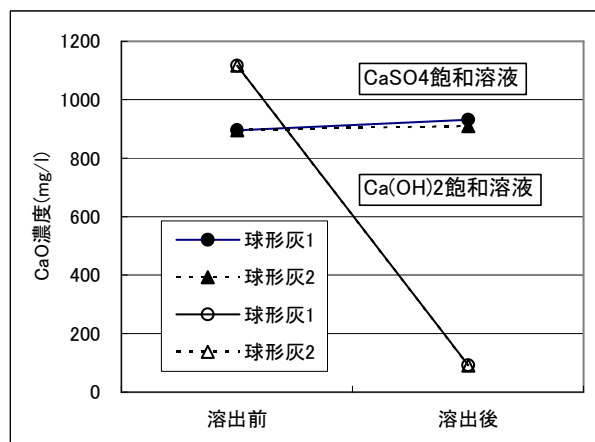


図 4-3 溶出前後の CaO 濃度

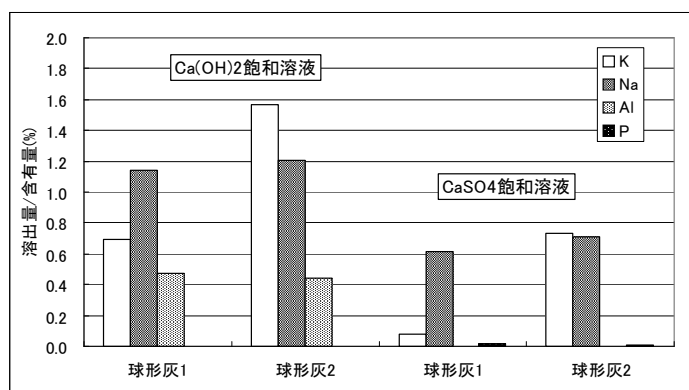


図 4-4 Ca(OH)₂ および CaSO₄ 飽和溶液による溶出試験

通常より高温で熱処理を行っており、物理化学的な性状が改良されていることが期待される。焼却灰と比べ球形灰 1 および 2 では Al₂O₃、P₂O₅ の比率がやや高くなっているが、球形灰の間では熱処理の温度による差は明確ではなかった。

溶出試験の結果について、溶出試験前後の溶媒中の CaO 濃度を図 4-3 に、K、Na、Al および P の溶出率を「溶出量(mg/DSkg)/含有量(mg/DSkg)」と定義し、図 4-4 に示す。Ca(OH)₂ 飽和溶液を用いた溶出試験では、Ca が吸収されて溶媒中の CaO 濃度が試験前の 1,116mg/l から、試験後には球形灰 1 では 92mg/l(最終 pH11.75)まで、球形灰 2 では 91mg/l(最終 pH11.51)まで低下した。球形灰からは、K、Na および Al の溶出がみられたが、P の溶出はみられなかった。また、球形灰 1 と球形灰 2 の溶出試験結果を比較すると、K の溶出は抑制されたが、Na および Al の溶出抑制は認められなかった。

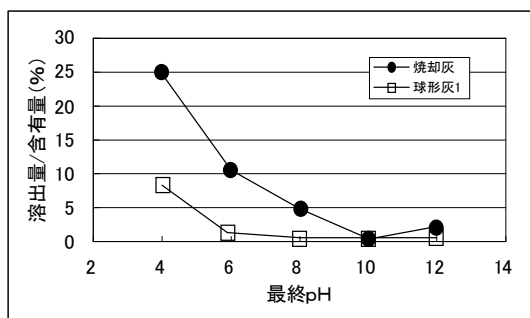


図 4-5 球形灰からの As 溶出特性

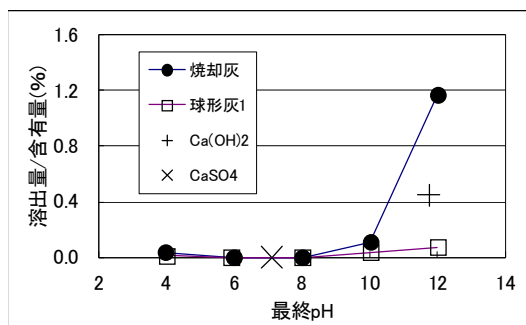


図 4-6 球形灰からの Al₂O₃ 溶出特性

一方、CaSO₄ 飽和溶液を用いた溶出試験では、Ca の吸収はみられず溶媒中の CaO 濃度は試験前の 895mg/l から、試験後には球形灰 1 では 931mg/l(最終 pH7.11)に、球形灰 2 では 910mg/l(最終 pH7.65)にやや増加した。球形灰からは、K および Na の溶出がみられたが、Al の溶出はみられなかった。また、P の溶出はほとんど認められなかった。球形灰 1 と球形灰 2 の溶出試験結果を比較すると、K の溶出は抑制されたが、Na の溶出抑制は認められなかった。

以上より、球形灰からの金属成分の溶出と Ca との反応は、アルカリ性の環境で生じ、P の溶出はみられず、K、Na および Al が溶出することが分かった。特に、Al の溶出は中性の環境ではみられないことから、アルカリ性の環境で特異的に発生するものと推測され、アルカリ崩壊と密接な関係があるものと考えられた。

・ pH の影響

図 4-5 に pH を制御した溶出試験の最終 pH と As 溶出率の関係を示す。なお、球形灰の原料である焼却灰についても同様の試験を行い、球状化による効果の確認を行った。焼却灰からは pH の低い酸性環境で As の溶出がみられるが、球形灰では焼却灰と比較して溶出率は低減しており、球状化による溶出特性の改善が確認された。

次に、図 4-6 に pH を制御した溶出試験の最終 pH と Al₂O₃ 溶出率の関係を示す。図中の (+)印 は Ca(OH)₂ 飽和溶液による溶出試験の、(×)印は CaSO₄ 飽和溶液による溶出試験の結果も併せて示している。焼却灰からは高 pH 条件下で Al₂O₃ の溶出が見られるが、熱処理により球形灰とすることで溶出量が大きく削減されることが分かった。また、Ca(OH)₂ 飽和溶液中ではアルカリ性環境で Ca が吸収され Al₂O₃ を溶出するが、CaSO₄ 飽和溶液中では Ca が高濃度で存在するにも係わらず Al₂O₃ は溶出しないことが確認された。

このことから、アルカリ崩壊は、球形灰のガラス質皮膜およびその内部の Al 等の成分が、アルカリ性の環境で Ca と選択的に置換あるいは化合物の形成などの複雑な相互作用の結果生じているものと考えられる。

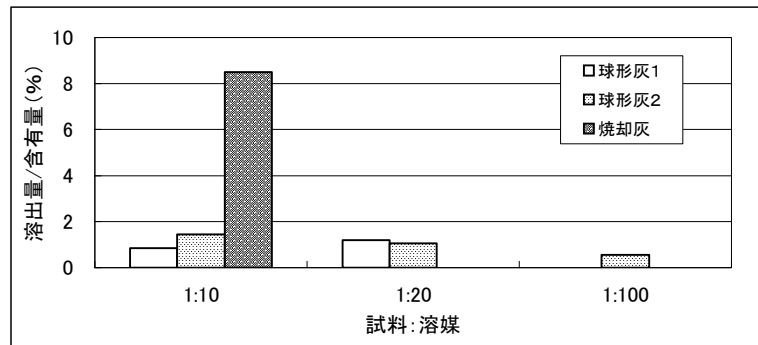


図 4-7 球形灰からの(KaO+Na₂O)溶出率

・ 試料溶媒比の影響

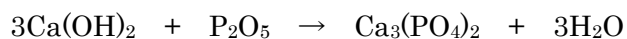
Na、K はセメントのアルカリ量 $R_2O(=Na_2O+0.658 \times K_2O)(\%)$ として JIS に規定されており、コンクリート混和材として利用した場合、アルカリ骨材反応に影響を与える恐れがある。そのため、Al のみでなくアルカリ金属である K、Na についてもその溶出特性を把握する必要がある。

試料溶媒比に関する溶出試験の結果を図 4-7 に示す。一般的に溶媒の割合が大きくなるほど、すなわち、試料溶媒比が小さくなるほど溶出率は大きくなると考えられる。しかし、球形灰 1 と球形灰 2 の溶出試験結果をみると、全体的には試料溶媒比が小さくなるほど溶出率も小さくなる傾向が認められる。この原因として、 $Ca(OH)_2$ 飽和溶液を用いた溶出試験であったことから、試料溶媒比が小さい場合には溶媒中の Ca 濃度が高く、他の金属成分が溶出しにくい状態であったと考えられる。

球形灰 1 と球形灰 2 の溶出試験結果を比較すると、球形灰 1 の (Na_2O+K_2O) の溶出率が低くなる傾向がみられた。また、図中に 1:10 の場合のみ原料である焼却灰の (Na_2O+K_2O) の溶出率を示すが 8.5% の値になっており、高温でアルカリ金属が安定化することにより、それらの溶出量が少なくなるものと推定された。

4-3-3. 球形灰からの金属成分溶出抑制の検討

球形灰からの金属成分溶出特性試験の結果を図 4-8 に示す。Ca の吸収が主に球形灰中の P との反応であり、焼却灰中の P が全て反応性の P であると仮定した場合、消石灰の必要量の最大値は式 4-1 により算定することができる。しかし、実際の消石灰添加率は、既に焼却灰中に Ca が含有されていることから、Ca と反応する P の割合が限定されると考え、最大 5% とした。なお、ここで反応性 P とは、 $Ca(OH)_2$ 飽和溶液あるいはモルタル中で Ca と反応できる P をいう。



$$\text{消石灰必要量}(\%) = \text{焼却灰中の反応性 P}(\text{P}_2\text{O}_5 \text{ 換算}(\%)) \times (3 \times 74.1) / 141.9 \quad (\text{式 4-1})$$

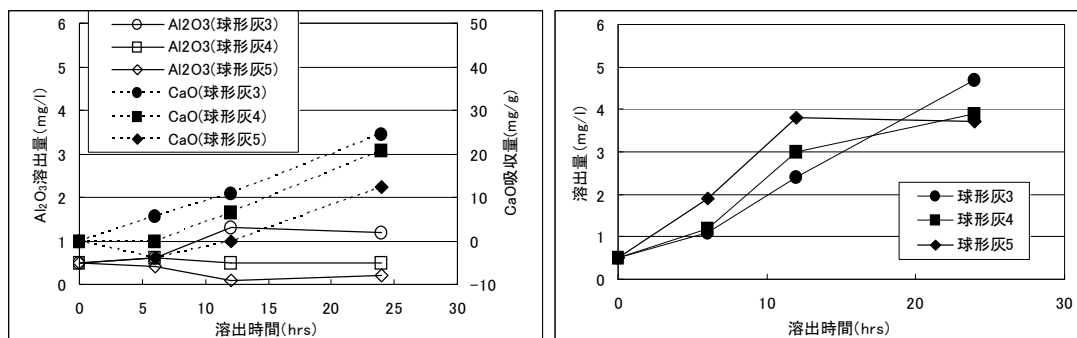


図 4-8 Al_2O_3 溶出量、CaO 吸収量の経時変化 図 4-9 $(\text{K}_2\text{O}+\text{Na}_2\text{O})$ 溶出量の経時変化

試験では、消石灰添加率が高いほど Ca 吸収量、Al 溶出量が低下する傾向がみられた。消石灰として 5% 程度の添加でも Al の溶出はほぼ抑制され、Ca の吸収量も 1/2 に低減できることが分かった。一方、図 4-9 に示すように、アルカリ金属については顕著な傾向は確認されなかった。この原因として熱処理温度が一定であったことなどが想定される。

このように予め Ca を添加することでアルカリ崩壊が抑制できること、アルカリ崩壊が生じた場合には溶媒中の Ca が吸収されること、さらにアルカリ崩壊が生じた場合でも P の溶出が確認されなかったことから、モルタルの凝結遅延は P などの遅延作用をもつ物質が溶出するのではなく、球形灰表面または球形灰中の P と Ca の反応により、モルタル中の Ca 濃度が減少することによるものと推定される。

なお、Ca 添加の方法として熱処理の後に混合することも考えられるが、添加量が過大となりコンクリート強度に影響を及ぼす恐れがあることから、必要最小限の Ca を予め添加した後熱処理する方法が望ましいと考えられる。

4-4. 粉体材料の利用用途拡大

ここでは、球形灰の利用用途拡大について他の研究事例を取上げ、粉体特性を活かした下水汚泥の有効利用についてまとめる。

・高流動コンクリート用混和材

球形灰に関して、高流動コンクリートへの適用性について、フレッシュ性状および硬化性状の検討が行われた³⁾。球形灰の場合、微粉末の程度は原料性状によって決まる。球形灰の平均粒径がセメントと比較して大きい場合、「セメント：球形灰：石灰石微粉末＝50：25：25」とするなど、石灰石微粉末を添加し粉体の粒度を調整することで、良好なフレッシュ性状を示す高流動コンクリートを製造できることが明らかにされた。

しかし、コンクリート練上がり後の経時変化(スランプフローロス)が大きく、このままの状態では実際の適用は困難と考えられた。このため、配合手法によりコンクリートの性質を安定させる方法が最適とされ、増粘剤を添加した併用系高流動コンクリートとするこ

とで、スランプフローロスの抑制が可能となることが確認された。

一方、硬化性状の特徴としては、球形灰は自己収縮が小さくかつ強度増進が小さいため、ひび割れが発生するまでより長い材齢を要することから、ひび割れ抑制上有利とされた。また、圧縮強度は低下するが、「セメント：球形灰＝50：50」とした場合の圧縮強度は約40N/mm²となり、一般的に使用するコンクリートとしては十分な強度を有するとされた。

・耐酸性コンクリート硬化材

耐酸性コンクリートは、耐酸性結合材であるアルカリ材料(水ガラス)とその硬化材であるガラス粉体材料を主原料とした耐酸性に優れたコンクリートであり、既に酸性腐食が進行しやすい温泉地での下水道管渠等で実績がある。また、硬化材であるガラス粉体材料には、水ガラスの硬化にプラスに作用するリンを多く含む材料が望ましいことから、これまで、下水汚泥スラグの粉碎品も有効利用されているが、粉碎プロセスにおける製造コストが課題となった。そこで、球形灰の耐酸性コンクリート硬化材への適用性が検討された。

耐酸性コンクリートとしての物性を把握するため、耐酸性コンクリートの耐酸性セメントを球形灰で50%、100%置換して、凍結融解試験と発錆試験が実施された⁴⁾。50%置換の場合は、耐酸性セメントのみを用いたものと比較しても、凍結融解抵抗性に大きな差はみられなかった。また、発錆に関しては、現時点では、無筋コンクリートとするか、鉄筋コンクリートとする場合はエポキシ塗装鉄筋を用いるなどの配慮が必要になると考えられた。

・コンクリート用細骨材

溶融スラグ(水砕)には針状粒子が多く含まれるため、コンクリート用細骨材として使用する場合に、単位水量が増加する、硬化コンクリートの強度が低下する、耐久性、特に凍結融解性が低下するなどの問題がある。そのため、下水汚泥および石炭灰を溶融、球状化処理し、溶融スラグと組み合わせたコンクリート用細骨材への適用が検討された。球状化により強熱減量と比表面積が小さくなり、細骨材として使用した溶融スラグの一部を球形灰に置換することで、圧縮強度の改善が可能となった⁵⁾。続いて、製造された球形灰を溶融スラグの3～20%置換することにより、フレッシュ性状、強度、耐久性を損なうことなく、細骨材を全量置換することが可能になると考えられた⁶⁾。

溶融スラグの一部を球形灰に置換することにより流動性を改善する効果については、微細な粒子である球形灰がスラグ粒子表面のくぼみに付着した水を除去し練り混ぜ水として有効に働かせること、溶融パウダーがセメント粒子を分散させることなどに依るものと推定された。この効果は溶融スラグの種類によって異なるが、置換率が小さいと改善まで達しない一方で、置換率が大きくなると粉体間隙に練り混ぜ水が吸着してしまうものと考えられた。

・粉体材料の利用用途拡大

高流動コンクリート用混和材への適用では、焼却灰から球形灰を製造する際に比表面積が減少するため、微粉末の成分が少ないという課題があったが、石灰石粉末を添加し粒度を調整することで問題が解消された。次に、耐酸性コンクリートへの適用では、ガラス粉

体材料を球形灰に置換することで発錆や凍結融解抵抗性に影響があり、混合率の低減により凍結融解抵抗性は改善したが、発錆に関しては課題として残された。また、コンクリート用細骨材への適用では、溶融スラグの一部を球形灰に置換することにより、細骨材を全量置換できる可能性が示された。他の粉体材料と組み合わせることで、活性がないことから自己収縮が小さくかつ強度増進が小さいという下水汚泥の特徴を活かして、コンクリート用材料として利用拡大が図られるものとする。

4-5. 結語

高分子系焼却灰をバーナ火炎中で溶融、球状化させて得られる球形灰を対象とし、下水汚泥の粉体特性を活かしたコンクリート用混和材の開発を行った。積極的に高流動コンクリート用混和材として利用することについて検討を行うとともに、より安定した下水汚泥リサイクル製品とするために品質改良を試みた。検討の結果、次のことが明らかとなった。

- 1) 粒子表面が溶融、球状化している球形灰は、①ベアリング効果により流動性が高い、②重金属の溶出が期待できる、③吸水性が低い、等の特長が期待された。
- 2) 高流動コンクリートへの適用では、品質基準をほぼ満足する結果となり、高流動コンクリート用混和材として利用できる可能性を示すものであった。また、石灰石粉末や溶融スラグ粉砕品と同程度の強度は得られることから、活性のないコンクリート用混和材として利用が期待された。
- 3) $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 飽和溶液を用いた溶出試験では、アルカリ性の環境で Ca が吸収され、球形灰からは K 、 Na および Al の溶出がみられたが、 P の溶出はみられなかった。一方、 CaSO_4 飽和溶液を用いた溶出試験では、中性の環境で Ca の吸収はみられず、球形灰からは Al の溶出もみられなくなった。このため、アルカリ性の環境で発生する Ca の吸収と Al の溶出がアルカリ崩壊と関係があるものと考えられた。
- 4) 異なる温度(2,100℃および 1,550℃)で処理した球形灰を用いて溶出試験を行ったところ、高温で処理した球形灰からの K および Na の溶出率が低くなる傾向がみられた。高温でアルカリ金属が安定化することにより、溶出量が少なくなるものと推定された。
- 5) Al の溶出防止対策として、消石灰を予め添加した後に熱処理を行った球形灰を用いて溶出試験を行ったところ、消石灰添加率が高いほど Ca 吸収量と Al 溶出量が低下する傾向がみられた。一方で、アルカリ金属については顕著な傾向は確認されなかった。

さらに、球形灰については、高流動コンクリート用混和材としてだけでなく、耐酸性コンクリートの硬化材やコンクリート用細骨材への適用が検討されている。コンクリート用混和材料には、まだ固まらないフレッシュコンクリートの流動性等の性状を改善する目的で加えられるものと、硬化後のモルタル・コンクリートの性状を向上させるもの(耐久性等)、そして、経済性を向上させるもの等、様々な目的がある。いずれも総合的に評価されるべきもので、その評価には時間・コストを必要とし、今後、更なる検討が必要である。

第4章 参考文献

- 1) 尾崎正明、久保忠雄、田野崎隆雄、松本匡史：下水汚泥焼却灰、スラグのセメント・コンクリート分野への利用、第35回下水道研究発表会講演集、pp.1005-1007、(社)日本下水道協会、1998
- 2) 尾崎正明、久保忠雄、古北克、林雅樹、西田克範、小川重治、田野崎隆雄、松本匡史：下水汚泥溶融スラグ微粉末のモルタル・コンクリート用途への適用について、第8回廃棄物学会研究発表会講演論文集 I、pp.215-217、廃棄物学会、1997.10
- 3) 緑川猛彦、桃井清至、丸山久一、坂田昇：下水汚泥溶融スラグの高流動コンクリートへの適用、廃棄物学会論文誌、Vol.10、No.2、pp.77-86、1999
- 4) 下水汚泥焼却灰の建設資材利用高度化のための焼却灰改質方法と安全性評価に関する共同研究報告書(球形灰の耐酸性コンクリート材料への適用)、(独)土木研究所・(株)クボタ・ティヒュー(株)、2004年3月
- 5) 佐々木肇、臼田淳一：各種粉体系廃棄物の溶融パウダー化とコンクリート材料への適用、第14回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.548-550、2003
- 6) 佐々木肇、曾田光洋、鈴木基行：細骨材を溶融スラグおよび溶融パウダーに全量置換したコンクリートの特性、土木学会論文集 E、Vol.64、No.1、pp.197-205、2008.2

第5章 下水汚泥リサイクル製品の品質 —JIS化に伴う品質基準の検討—

5-1. 背景と目的

・調査の背景

これまで、下水汚泥リサイクル製品に関して、リサイクル原料となる下水汚泥の安全性向上や粉体特性を活かしたリサイクル製品の品質向上について、主として、リサイクル原料の無害化や資源化、リサイクル製品の開発など製造者の立場から検討を行ってきた。しかし、品質管理に基づく安定的な生産、リサイクル製品の安定供給、試験施工や追跡調査など、利用者の立場からの検討も必要と考えられる。熔融スラグの JIS 化では、製造者が「平均的な熔融スラグの品質を元に品質基準を定めて利用拡大のきっかけとしたい」との立場であるのに対して、利用者は「品質基準を定めて品質の優れた熔融スラグから順次普及促進を図る」との立場であった。調整の結果、産業廃棄物については、一般廃棄物と混合して熔融スラグを製造している一般廃棄物の処理施設で処理されるものを、原則として認めている。また、熔融飛灰については、熔融スラグの重金属溶出量および含有量の基準を満足する場合には、混合熔融して利用することも可能とされた¹⁾。

しかし、熔融スラグ骨材を用いたコンクリートについては、まだ使用実績が少ないこと、長期安定性に関するデータもまだ少ないこと等を考慮して、JIS 化の際には当分の間、適用範囲が限定されている。現在、熔融スラグのコンクリート用骨材としての主な利用は無筋と鉄筋のプレキャストコンクリート製品であるが、設計基準強度が 35N/mm^2 以下のこれらのプレキャストコンクリート製品とともに、呼び強度 33 以下のレディーミクストコンクリートに適用できるとされている。

利用に際しては、熔融スラグ細骨材を用いたコンクリートの強度は普通細骨材を用いた場合の 60～80%であるが、水セメント比を 50%程度とすれば $30\sim 40\text{N/mm}^2$ の圧縮強度が得られることから、コンクリートの水セメント比は 55%以下と制限された。さらに、普通骨材の一部を熔融スラグ骨材に置換して利用する、混合利用も想定している。ただし、コンクリートの強度や耐久性などの品質が確認でき、環境安全性も満足すれば、より高い強度レベルでの適用も可能としている。

このように熔融スラグ骨材の利用を一定強度以下の製品に限定しているが、これは JIS 化の時点における知見に基づいて定めたものである。この他にも、プレキャストコンクリート製品や現場打ちコンクリートについて、熔融スラグ細骨材および熔融スラグ粗骨材の普通骨材への混合率は、それぞれ 30%以下が標準としている。

また、施工方法について、熔融スラグ骨材コンクリートを他の用途に用いる場合、繰返し再生利用・加工する場合、または撤去処分を行う場合には、その具体的方法について、利用者はコンクリート製品やレディーミクストコンクリートの製造者と協力し、熔融スラグ骨材の製造者と協議するものとしている。

・ 溶融スラグの JIS 化

2002 年に公表された TR の審議中に議論となった事項や JIS 化に際して解決すべき課題とされたものを取上げ、2006 年に制定された JIS 規格の中での対応を整理した。コンクリート用溶融スラグ骨材と道路用溶融スラグについて、表 5-1 と表 5-2 にその主な内容を示している^{2), 3), 4), 5)}。

JIS 規格において、有害物質の溶出量および含有量の基準を定めたのは今回が初めてである。環境安全性は、最終的なリサイクル製品で溶出量および含有量の基準を満足することが基本的な考え方とされたが、JIS においては溶融スラグ単体の安全品質レベルを規定すること、また、溶融スラグの大半がすでに同基準を満足することから、安全側の見地に立って、溶融スラグ単体で満足することが規格の要件とされた。

溶出量試験では利用有姿の試料を用いることを原則とするが、道路用溶融スラグでは利用状況を勘案して破碎試料も用いることができるとされた。また、含有量試験では混合利用を考慮し、製造者の責任の下で他の材料と混合したものによって当該基準を保証できる場合に限り、含有量基準の 3 倍を含有量の上限とした。3 倍値の上限は、一部基準を満たしていないものについても実態として 3 倍値の範囲内にあることから設定された。

金属鉄については、道路用溶融スラグでは利用状況からも「外観上」の問題ではなく密度管理の重要性が指摘された。しかし、コンクリート用溶融スラグ骨材では引き続き「発錆による汚れ防止」が問題とし、リン鉄が含まれる場合、金属鉄の測定値が過大となるため、正確に定量を行うことのできる測定法としてメスバウアー法が追加された。

また、コンクリート用溶融スラグ骨材ではアルカリシリカ反応性で化学法を追加している。これは、原則は「無害でない」として高炉セメントなどで抑制対策を行うこととしたが、試験を行って「無害」とする場合、化学法が厳しいという認識によるものである。

・ 調査の目的

溶融スラグについては、JIS 化により、コンクリート用骨材として利用できる可能性が見出されたが、より確かなものにするため、次のような課題があげられている¹⁾。

- ・ 年間を通して溶融スラグ骨材の生産時における品質把握と安定した品質確保
- ・ 環境安全性をふまえた試験の項目と方法の適合性
- ・ JIS 化されているアルカリシリカ反応試験法の妥当性
- ・ ポップアウト発生の有無の検証

また、溶融スラグ骨材の有効利用に関する課題を早期に判断するために、次のような調査研究が望まれるとしている。

- ・ 溶融スラグ骨材コンクリート製品製造のための実機試験
- ・ 長期材齢における力学的性質および耐久性の把握
- ・ 実大の施工実験および構造実験
- ・ 既設(存)溶融スラグ骨材コンクリートの調査・試験

表5-1 コンクリート用溶融スラグ骨材の対照表

項目	TR A 0016 :2002	JIS A 5031 :2006
適用範囲	<p>粗骨材については今後の研究・技術開発と実績を待つこととし溶融固化物細骨材に限定した。</p> <p>細骨材の使用実績が少ないこと、長期安定性に関するデータが少ないこと、鉄筋コンクリート構造物での試験施工例が少ないこと等を考慮して、一定の設計基準強度以下のプレキャスト無筋コンクリート製品へ適用する。</p> <p>プレキャスト鉄筋コンクリート製品への適用要望が非常に大きいこと、技術開発の進展を妨げない様、限定を付けて適用への道を開いた。</p>	<p>粗骨材についての研究・技術開発と実績の蓄積が図られ、溶融スラグ粗骨材も含めることにした。</p> <p>溶融スラグ骨材の使用実績が少ないこと、長期安定性に関するデータが少ないこと等を考慮して、一定の設計基準強度以下のプレキャスト無筋コンクリート製品、プレキャスト鉄筋コンクリート製品、およびレディミクストコンクリートに適用する。</p>
アルカリシリカ反応性	<p>溶融固化物細骨材のアルカリシリカ反応性については現時点では未解明な点も多いため、適用範囲を限定した上で、セメントの選定等によるアルカリ骨材反応の抑制対策を講じて使用するものとした。適用範囲を変更する場合、溶融固化物細骨材のアルカリシリカ反応性に関する詳細な知見やデータが得られた場合、この規定を見直すことが望ましい。</p>	<p>アルカリシリカ反応性試験方法で確認することも認めた。試験を行う場合にはJIS A 1145(化学法)、JIS A 1146(モルタルバー法)、またはJIS A 1804(迅速法)を採用した。なお、水砕スラグの中にはシリカ溶出量が大きく、化学法では無害と判定されない場合がある。さらに、製造ロットが小さいことから、判定に6ヶ月を要するモルタルバー法だけでなく迅速法も規定した。</p>
溶出基準(環境安全性)	<p>土壌の汚染に係る環境基準に新たに追加されたFおよびBについても、溶融固化物の規定の対象とすべきか否かを議論できるデータ蓄積が必要である。</p>	<p>土壌汚染対策法で含有量基準が設定されたため、有害物質の含有量基準も定めた。また、対象物質としてFおよびBを追加した。溶出量試験の試料は利用有姿を原則とする。</p> <p>ただし、暫定的な措置として、溶融スラグ単体で当該基準を満足しない場合でも、製造者の責任の下で他のコンクリート骨材と混合したものによって当該基準のみならず規格のすべての項目を満足する品質を溶融スラグ製造者が保証できる場合には、当該基準の3倍以内とした。</p>
化学成分	<p>全硫黄を2.0%以下、三酸化硫黄を0.5%以下とした。P_2O_5はコンクリートの凝結を遅延させるが、その値を規定するほどのデータもないため、P_2O_5を規定しなかった。</p>	<p>発錆による汚れ防止の観点から、金属鉄をフェロニッケルスラグと同じ1.0%以下に制限した。りん鉄のような化合物を含む場合、フェロニッケルスラグの分析法では高めに定量される傾向があるため、鉄化合物の同定と定量分析に用いられるメスバウアー法も規定した。</p>
ロットの大きさ	<p>ロットの大きさは、1ヶ月間の製造量があるいは平均性状が同一と考えられる製造量のいずれか少ないものとされている場合が多い。今後、ロットの大きさを合理的に決めるための詳細なデータの蓄積が課題である。</p>	<p>多くの溶融施設ではストックヤード容量が限定されることから、サンプリングに起因するばらつきを極力抑えるため時期を変えて複数回サンプリングし、これを合わせて分析用のサンプルとするともに、将来の品質追跡用として保管することとした。</p>

表5-2 道路用溶融スラグの対照表

項目	TR A 0017 :2002	JIS A 5032 :2006
適用範囲	溶融固化物の原料は「主に一般廃棄物及び下水汚泥」としたが、品質を満足すれば道路用溶融固化物として十分使用可能なので、焼却灰や飛灰、溶融飛灰などを除外するものではない。 産業廃棄物の溶融固化物について、下水汚泥を除き適用除外とするが、近年の産業廃棄物を一部混合処理する一般廃棄物溶融処理施設より発生する溶融固化物については発生者側と使用者側との協議により実運用を妨げるものではない。	溶融飛灰を原料として用いる場合であっても、有害物質を溶出量の基準値及び含有量の基準値以下に制御するシステムが機能している場合は含めてもよい。産業廃棄物のうち、自治体など(PFI事業など)によって自治体から処理委託された民間事業者を含む)で処理することが認められた特定の産業廃棄物については、JISの適用範囲に含めてもよいこととした。
金属鉄成分と磁着物量	錆の発生による着色とかさ比重の変動抑制の観点より金属鉄分を1.0%以下とした。金属鉄よりも現場で簡易的に測定できる磁着物量を取引上の指標として提案した。	下水汚泥を原料とするスラグは発錆着色のない、りん鉄が存在し、金属鉄の含有量と着色との関係が明確ではないため、表乾密度のばらつきの少ないものとした。
水砕固化物の硬さ	徐冷固化物の硬さは、すりへり減量で把握できるが、水砕固化物は細かいので測定できない。整粒処理を施すことによりクラックや鋭角部分を取ることで強度を改善することができるので、他材との混合時に粒度が変化するような水砕固化物は整粒処理が必要であるとの意見があった。	溶融スラグがもろいと思われる場合もあるため、破碎およびふるい分けのスラグ加工実施が求められる。硬さ試験での確認もできる。針状スラグの除去によって、溶融スラグの硬さが向上する報告がある。また、もろさが改善された溶融スラグはマーシャル安定度も増加する傾向にある。
品質管理	一般廃棄物及び下水汚泥の処理の性格上、溶融固化施設や溶融固化物の利用先は特定されることから、受渡当事者間の協定により合理的な品質管理をすることが望ましい。 ごみ収集や短期変動が少なく、溶融固化物の品質の大きな変動がない場合には、一定ロットと見なすことができる。	多くの溶融施設ではストックヤード容量が限定されることから、サンプリングに起因するばらつきを極力抑えるため時期を変えて複数回サンプリングし、これを含わせて分析用のサンプルとするとともに、将来の品質追跡用として保管することとした。
環境安全性	溶融固化物の環境安全性の基準は、環境庁告示46号による。環境安全性の基準または測定方法の変更等がなされた場合、TRでも速やかに修正を行う。	土壌汚染対策法で含有量基準が設定されたため、有害物質の含有量基準も定めた。また、対象物質としてFおよびBを追加した。 溶出量試験の試料は利用有姿を原則とするが、利用状況を勘案して粗砕試料を用いることもできる。 ただし、暫定的な措置として、溶融スラグ単体で当該基準を満足しない場合でも、製造者の責任の下で他の道路用材料と配合したものによって当該基準のみならず規格のすべての項目を満足する品質を溶融スラグ製造者が保証できる場合には、当該基準の3倍以内とした。

コンクリート用溶融スラグ骨材については、TR の段階では細骨材だけを対象とし、粗骨材は今後の研究とされていた。本章は、下水汚泥溶融スラグのコンクリート用粗骨材としての適用性を把握すること、および長期暴露によりコンクリートの物性の経年変化を測定して耐久性を把握することを目的とする。

5-2. 調査方法

・粗骨材適用性試験

溶融スラグを粗骨材として用いたコンクリートについて、フレッシュコンクリートの性状および硬化コンクリートの物性試験を実施して、溶融スラグ骨材のコンクリート用粗骨材としての適用性を把握した。

溶融スラグとしては空冷スラグ 1 種類(スラグ S)と結晶化溶融スラグ 2 種類(スラグ N、スラグ K)の計 3 種類を対象とした。溶融スラグを碎石(茨城県桜川市産 硬質砂岩碎石)に対して置換し、細骨材はいずれも陸砂(静岡県御前崎市産)を使用した。スランプおよび空気量はそれぞれ $8 \pm 2.5\text{cm}$ および $4.5 \pm 1.5\%$ とした。

始めに、コンクリートの配合設計に必要な項目として、密度試験、吸水率試験およびふるい分け試験を JIS に示される方法に則って実施した。コンクリートの配合選定方法は、所定のスランプおよび空気量において単位水量を最も小さくすることができる細骨材率(最適細骨材率)を選定し、これを適合配合とした。コンクリートの空気量の調整は AE 剤の添加率を変化して実施した。

次に、フレッシュコンクリートの性状を把握するため、スランプ試験および空気量試験を、硬化コンクリートの物性試験として、試験開始後 28 日までの供試体を使用し、圧縮試験、引張試験、曲げ試験および静弾性係数試験を JIS に示される方法に則って実施した。また、耐久性試験(乾燥収縮試験、凍結融解試験、促進中性化試験)も実施した。コンクリートの試験方法を表 5-3 に示す。フレッシュコンクリート試験と硬化コンクリート試験は表 5-4 に示すコンクリートについて、耐久性試験は表 5-5 に示すコンクリートについて実施した。

なお、スラグ N については、2000 年度の試験で用いた溶融スラグの粒形が扁平であったことから、試験結果に影響を与えたと考えられたため、2001 年度に 15mm 以上の溶融スラグを取り除いて再度試験を行った。

表 5-3 コンクリートの試験方法

試験項目	試験方法
フレッシュコンクリートの試験	
①スランプ試験	JIS A 1101 コンクリートのスランプ試験方法
②空気量試験	JIS A 1128 フレッシュコンクリートの空気量の圧力による試験方法(空気室圧力方法)
③温度	(棒状温度計にて計測)
硬化コンクリートの試験	
①圧縮強度試験	JIS A 1108 コンクリートの圧縮強度試験方法
②引張強度試験	JIS A 1113 コンクリートの割裂引張強度試験方法
③曲げ強度試験	JIS A 1106 コンクリートの曲げ強度試験方法
④静弾性係数試験	JSCE-G502 コンクリートの静弾性係数試験方法
耐久性試験	
①乾燥収縮試験	JIS A 1129 モルタル及びコンクリートの長さ変化試験方法
②凍結融解試験	JSCE-G501 コンクリートの凍結融解試験方法
③中性化試験(促進)	JASS 5 高耐久性鉄筋コンクリート造設計施工指針(案)・同解説 付1. コンクリートの促進中性化試験方法(案)

表 5-4 フレッシュコンクリート試験、硬化コンクリート試験

年度	粗骨材種類	天然砕石	スラグN				スラグS(石灰系)		スラグS(高分子系)		スラグK	
	置換率	0%	50%	70%	100%	30%	50%	30%	50%	50%	100%	
水セメント比												
2000	45%	○	○	—	○	—	—	—	—	—	—	
	55%	○	○	—	○	—	—	—	—	—	—	
	65%	○	○	—	○	—	—	—	—	—	—	
2001	45%	○	○	○	—	○	○	—	○	○	○	
	55%	○●	○	○	—	○	○●	○	○	○	○	
	65%	○	—	—	—	—	—	—	—	○	○	

注) ●は高炉セメント使用(他は普通ポルトランドセメント使用)

表 5-5 耐久性試験(乾燥収縮試験、凍結融解試験、促進中性化試験)

年度	粗骨材種類 置換率	天然砕石	スラグN				スラグS(石灰系)		スラグS(高分子系)		スラグK	
		0%	50%	70%	100%	30%	50%	30%	50%	50%	100%	
水セメント比												
2000	45%	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	55%	○	○	—	○	—	—	—	—	—	—	—
	65%	○	—	—	○	—	—	—	—	—	—	—
2001	45%	—	○	○	—	—	—	—	—	—	—	△
	55%	○●	△	△	—	○	○●	—	○	○	○	○
	65%	—	—	—	—	—	—	—	—	△	△	△

注) ●は高炉セメント使用(他は普通ポルトランドセメント使用)、△は凍結融解試験のみ

- ・長期暴露試験

溶融スラグを粗骨材として用いたコンクリートを暴露(暴露期間：最長 5 ヶ年)し、その物性の経年変化を測定して耐久性を把握した。

コンクリートの配合を表 5-6 に示す。溶融スラグを碎石(茨城県桜川市産 硬質砂岩碎石)に対して置換した。いずれの粗骨材も最大寸法は 20mm であり、粒度分布は JIS A 5005 碎石 2005 を満足していた。細骨材はいずれも陸砂(静岡県御前崎市産)を使用し、そのスランプ、空気量および水セメント比はそれぞれ $8 \pm 2.5\text{cm}$ 、 $4.5 \pm 1.5\%$ および 55% であった。

暴露試験地は、20℃の水中(標準状態)、暖地屋内、暖地屋外(以上千葉県佐倉市)と寒地屋外(新潟県糸魚川市)に設定し、2002 年 8 月より順次開始した。暖地屋内での温度管理は行わなかった。試験開始後 28 日、6 ヶ月、1 年、3 年、5 年の供試体を使用し、圧縮試験、引張試験、曲げ試験、静弾性係数試験ならびに中性化試験を JIS に示される方法に則って実施し、さらに質量変化率の計測も行った。

5-3. 調査結果と考察

5-3-1. 粗骨材適用性試験

- ・骨材の基礎物性試験

基礎物性試験結果を表 5-7 に、また、有害物質含有量の化学分析試験結果を表 5-8 に示す。基礎物性は JIS 規格値を、また、有害物質は含有量基準をそれぞれ満足していた。

- ・フレッシュコンクリートの性状

スラグ N では、2000 年度の試験(表 5-9)において、同一スランプを得るための単位水量は、置換率が同一であれば、水セメント比が増加してもほぼ同じであった。また、置換率と単位水量の関係においては、置換率増加 50% に対し単位水量は 4kg/m^3 増加した。粒形が扁平なため単位水量が多くなるものと考えられた。2001 年度の試験(表 5-10)においては、15mm 以上の溶融スラグを除いたところ、置換率増加に伴う単位水量の明確な差は認められなかった。最適細骨材率は、置換率増加に伴い若干減少する傾向がみられた。水セメント比 45% においては、置換率増加 50% に対し細骨材率は 2~2.5% 減少した。一方、水セメント比 55% および 65% では、置換率に係わらず細骨材率はほぼ同一であった。

スラグ S(表 5-11)では、同一スランプを得るための単位水量は、溶融スラグ骨材を用いると 5kg/m^3 程度多くなるが、水セメント比が増加してもほぼ同じであった。また、置換率と単位水量の関係においても、置換率が増加しても単位水量はほぼ同じであった。

最適細骨材率は、石灰系溶融スラグ骨材を用いると 2~3% 程度増加する傾向にあったが、高分子系溶融スラグではほぼ同じであった。また、置換率増加に伴い減少する傾向がみられた。水セメント比 45% および 55% において、石灰系、高分子系ともに、置換率増加 20% に対し細骨材率は 2% 程度減少した。

スラグ K(表 5-12)では、同一スランプを得るための単位水量は、水セメント比 10% の増加に対し、およそ $1 \sim 2\text{kg/m}^3$ 増加する傾向にあった。また、置換率と単位水量の関係にお

表 5-6 コンクリートの配合表

	スラグ 種類等	スラグ 置換率 (%)	水 セメント比 (%)	細骨材 率 (%)	単位量 (kg/m ³)				
					水	セメント	細骨材	粗骨材	スラグ
スラグN*	15mm	50	55.0	43.5	159	289	800	523	603
	15mm	70	55.0	43.5	163	296	792	311	836
	20mm	50	55.0	43.5	159	289	800	523	603
スラグS**	石灰N	50	55.0	41.0	162	295	748	545	563
	石灰B	30	55.0	43.3	162	295	790	733	325
	高分子N	50	55.0	37.0	162	295	675	582	601
スラグK		0	55.0	41.4	158	288	762	1,091	0
		50	55.0	40.8	156	284	755	554	600
		100	55.0	40.8	155	282	757	0	1,203

* スラグ種類等は「粗骨材最大寸法」

**スラグ種類等は「スラグ・セメント種類」(N:普通ポルトランドセメント、B:高炉セメント)

表 5-7 骨材の基礎物性試験

	細骨材	天然砕石	スラグN	スラグS		スラグK*		規格値**
				石灰系	高分子系	結晶化前	結晶化後	
表乾密度 (g/cm ³)	2.61	2.64	3.03	2.73	2.73	-	-	-
絶乾密度 (g/cm ³)	2.57	2.62	3.03	2.71	2.72	2.57	2.62	2.5以上
吸水率 (%)	1.43	0.84	0.1	0.61	0.52	0.1	0.19	3.0以下
全硫黄 (%)	-	-	<0.1	0.2	<0.1	0.047	0.054	2.0以下
三酸化硫黄 (%)	-	-	<0.1	0.2	<0.1	<0.1	<0.1	0.5以下
塩化物量 (%)	-	-	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.04以下
膨張量 (%)	-	-	0.00	0.08	0.08	-2	-1	-

* H18分析(他はH14分析)

**JIS A5031

表 5-8 有害物質含有量の化学分析試験

	スラグN	スラグS*	スラグK		含有量 基準
			結晶化前	結晶化後	
Cd	0.6	1.2	0	0	150
Pb	0.02	20	1	0	150
Cr(VI)	1	0.09	0	0	250
As	130	10	0.7	0.9	150
T-Hg	0	0.002	0.002	0.009	15
Se	0	0.06	0	1	150
F	180	220	110	0	4000
B	9	35	5	4	4000

* H17分析(他はH16分析)

表5-9 選定されたコンクリートの配合(スラグN、2000年度)

骨材種類 (mm)	溶融スラグ 置換率 (%)	セメント 種類	水 セメント比 (%)	細骨材 率 (%)	単位量(kg/m ³)					AE減水剤 (kg/m ³)	AE剤 (kg/m ³)
					W	C	S	G1	G2		
天然砕石	0	N	45	38.0	162	360	674	1107	0	0.900	0.007
5-20	50	N	45	36.0	166	369	632	566	652	0.922	0.007
5-20	100	N	45	33.5	170	378	582	0	1341	0.945	0.004
天然砕石	0	N	55	43.5	162	295	794	1040	0	0.738	0.006
5-20	50	N	55	43.5	166	302	787	515	594	0.755	0.006
5-20	100	N	55	43.5	170	309	780	0	1177	0.772	0.006
天然砕石	0	N	65	44.0	162	249	820	1052	0	0.622	0.005
5-20	50	N	65	44.0	166	255	813	522	601	0.638	0.005
5-20	100	N	65	43.5	170	262	797	0	1202	0.655	0.005

注) W: 水、C: セメント、S: 細骨材、G1: 天然砕石、G2: 溶融スラグ粗骨材
 N: 普通ポルトランドセメント、B: 高炉セメントB種
 (以下、表5-10、表5-11、表5-12も同様)

表5-10 選定されたコンクリートの配合(スラグN、2001年度)

骨材種類 (mm)	溶融スラグ 置換率 (%)	セメント 種類	水 セメント比 (%)	細骨材 率 (%)	単位量(kg/m ³)					AE減水剤 (kg/m ³)	AE剤 (kg/m ³)
					W	C	S	G1	G2		
天然砕石	0	N	45	38.0	162	360	674	1107	-	0.900	0.007
5-15	50	N	45	36.0	160	356	642	574	661	0.889	0.016
5-15	70	N	45	36.0	161	358	639	344	924	0.894	0.017
天然砕石	0	N	55	43.5	162	295	794	1040	-	0.738	0.006
5-15	50	N	55	43.5	159	289	800	523	603	0.723	0.018
5-15	70	N	55	43.5	163	296	792	311	836	0.741	0.013

表5-11 選定されたコンクリートの配合(スラグS)

骨材種類	溶融スラグ 置換率 (%)	セメント 種類	水 セメント比 (%)	細骨材 率 (%)	単位量(kg/m ³)					AE減水剤 (kg/m ³)	AE剤 (kg/m ³)
					W	C	S	G1	G2		
天然砕石	0	N	45	37.7	156	346	679	1135	0	0.865	0.025
石灰系	30	N	45	41.3	162	360	732	737	326	0.900	0.016
石灰系	50	N	45	39.0	162	360	691	547	565	0.900	0.016
高分子系	50	N	45	35.0	162	360	620	583	602	0.900	0.020
天然砕石	0	N	55	41.4	158	288	762	1091	0	0.720	0.017
天然砕石	0	B	55	41.4	157	285	762	1091	0	0.713	0.018
石灰系	30	N	55	43.3	162	295	790	733	325	0.738	0.013
石灰系	50	N	55	41.0	162	295	748	545	563	0.738	0.012
石灰系	50	B	55	41.0	162	295	745	543	560	0.738	0.014
高分子系	30	N	55	40.8	162	295	745	765	339	0.738	0.014
高分子系	50	N	55	37.0	162	295	675	582	601	0.738	0.014

表5-12 選定されたコンクリートの配合(スラグK)

骨材種類	溶融スラグ 置換率 (%)	セメント 種類	水 セメント比 (%)	細骨材 率 (%)	単位量(kg/m ³)					AE減水剤 (kg/m ³)	AE剤 (kg/m ³)
					W	C	S	G1	G2		
天然砕石	0	N	45	37.7	156	346	679	1135	0	0.865	0.025
	50	N	45	37.4	155	345	674	571	618	0.863	0.022
	100	N	45	37.0	154	342	669	0	1248	0.855	0.021
天然砕石	0	N	55	41.4	158	288	762	1091	0	0.720	0.017
	50	N	55	40.8	156	284	755	554	600	0.710	0.018
	100	N	55	40.8	155	282	757	0	1203	0.705	0.017
天然砕石	0	N	65	45.0	159	245	844	1043	0	0.613	0.017
	50	N	65	44.3	158	243	833	529	574	0.608	0.015
	100	N	65	43.0	157	242	809	0	1176	0.605	0.014

いては、50%の置換率増加に対し逆に1～2kg/m³減少する傾向にあった。

最適細骨材率は、置換率増加に伴い若干減少する傾向がみられた。水セメント比 45%および 65%においては、置換率増加 50%に対し細骨材率は 0.3～0.7%減少した。一方、水セメント比 55%では、置換率に係わらず細骨材率は同一であった。

・硬化コンクリートの物性

図 5-1 に、スラグ N についての材齢と圧縮強度、曲げ強度および引張強度との関係を示す。スラグ N では、圧縮強度は、水セメント比 45%において置換率増加に伴い減少する傾向がみられたが、水セメント比 55%においては明確な傾向は認められなかった。一方、引張強度と曲げ強度は、置換率増加に伴い減少の傾向が認められた。

また、静弾性係数は、水セメント比 45%の場合、スラグ置換率の増加に伴い細骨材率が小さくなるため静弾性係数が若干増加する傾向があった。しかし、図 5-2 に示すように、総じて、スラグ骨材を単体あるいは天然砕石と混合利用しても静弾性係数は同等と判断された。図中に示した実線は、土木学会コンクリート標準示方書による圧縮強度と静弾性係数の一般的な関係式として、式 5-1 の関係を示したものである。

$$E = 4.7 \times 10^3 \sqrt{F_c} \quad (\text{式 5-1})$$

ここに、E：静弾性係数(×10⁴N/mm²)、F_c：コンクリートの圧縮強度(N/mm²)

図 5-3 に、スラグ S についての材齢と圧縮強度、引張強度および曲げ強度との関係を示す。スラグ S では、圧縮強度は溶融スラグ骨材を使用の方が大きくなる傾向がみられた。一方、引張強度と曲げ強度は、いずれも天然砕石を用いた方が大きくなった。原因としては、スラグ骨材とセメントペーストとの付着の悪さ、骨材自体が割れやすいものが含まれていたことが考えられる。

また、図 5-4 に示すように、材齢 28 日における圧縮強度と静弾性係数の関係については、天然砕石と溶融スラグ骨材の差は見られなかった。

図 5-5 に、スラグ K についての材齢と圧縮強度、引張強度および曲げ強度との関係を示す。スラグ K では、圧縮強度、引張強度および曲げ強度のいずれにおいても、置換率の相違に伴う強度発現について一定の傾向は認められなかった。これより、試験に用いた溶融スラグ骨材が天然砕石と同等の性能を保持していると考えられた。

また、水セメント比 45%および 65%の場合には、置換率の増加に伴い細骨材率が小さくなるため静弾性係数が若干増加する傾向があった。しかし、図 5-6 に示すように、総じて溶融スラグ骨材を単体あるいは天然砕石と混合利用しても静弾性係数は同等と判断された。

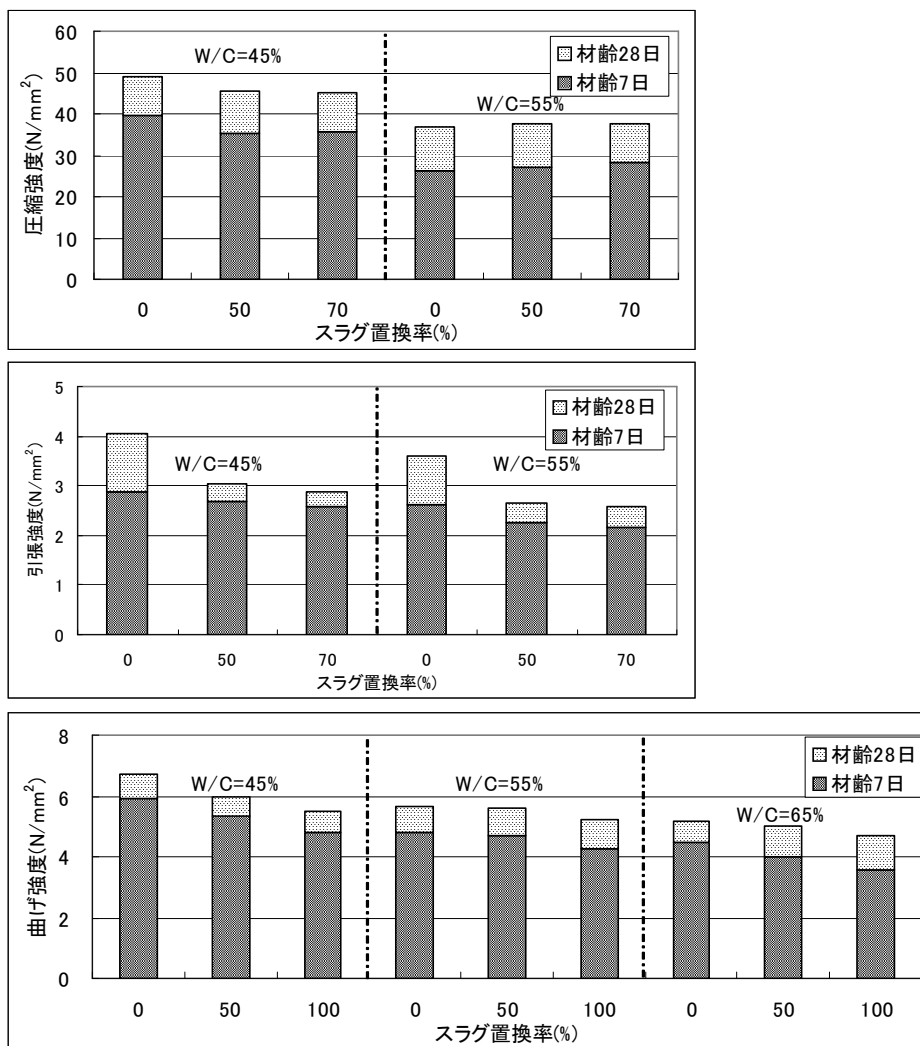


図 5-1 材齢と圧縮強度、引張強度および曲げ強度との関係(スラグ N)

注)圧縮強度、引張強度は 2001 年度、曲げ強度は 2000 年度のデータ

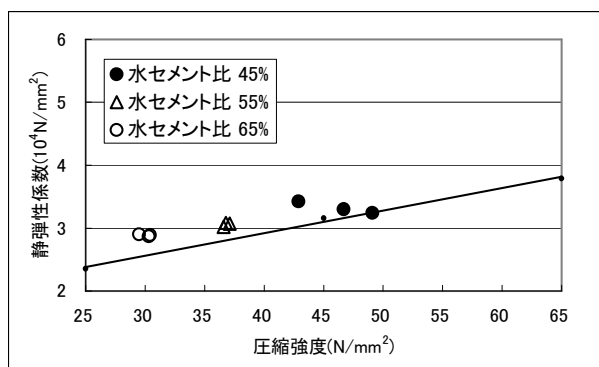


図 5-2 圧縮強度と静弾性係数の関係(スラグ N)

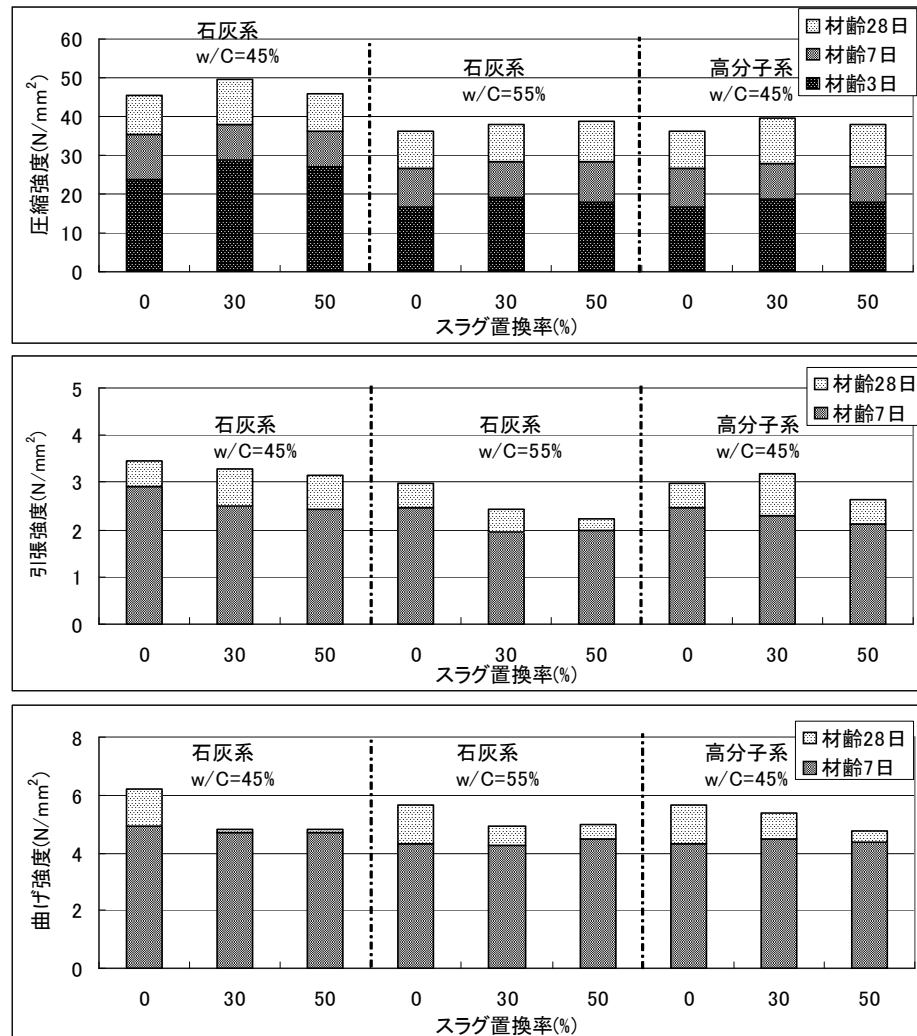


図 5-3 材齢と圧縮強度、引張強度および曲げ強度との関係(スラグ S)

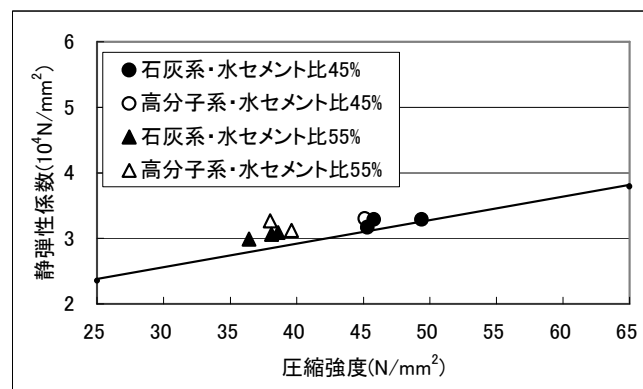


図 5-4 圧縮強度と静弾性係数の関係(スラグ S)

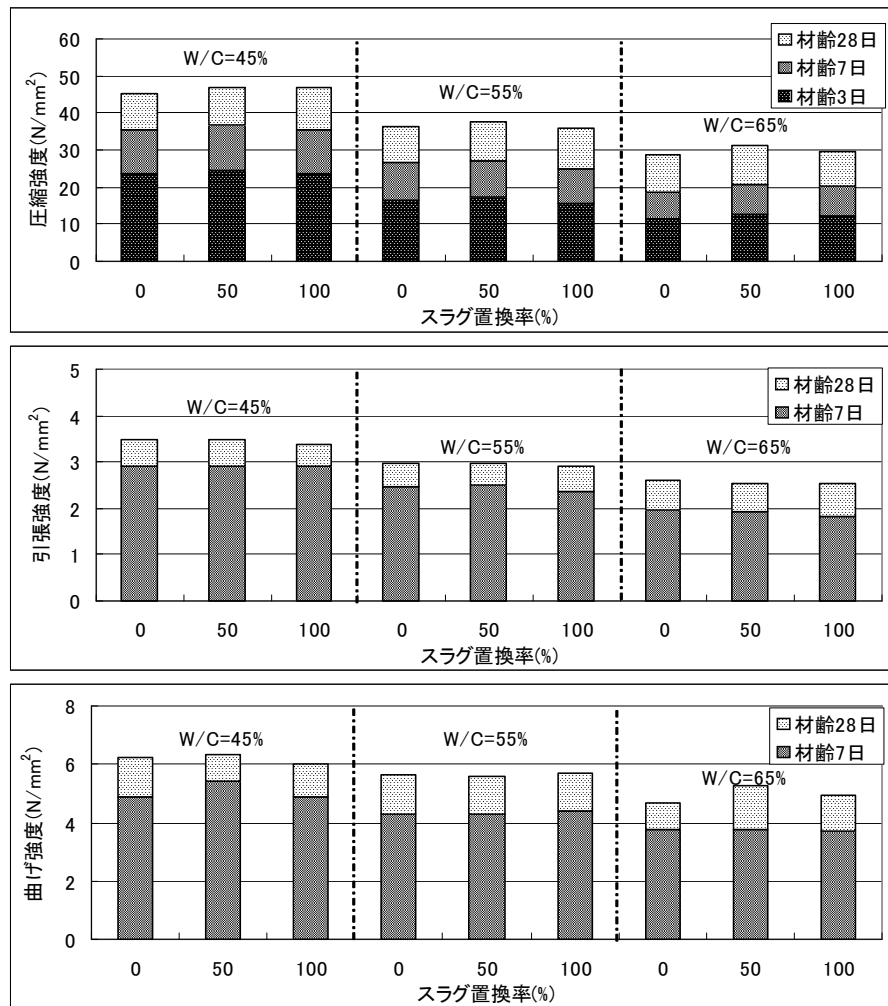


図 5-5 材齢と圧縮強度、引張強度および曲げ強度との関係(スラグ K)

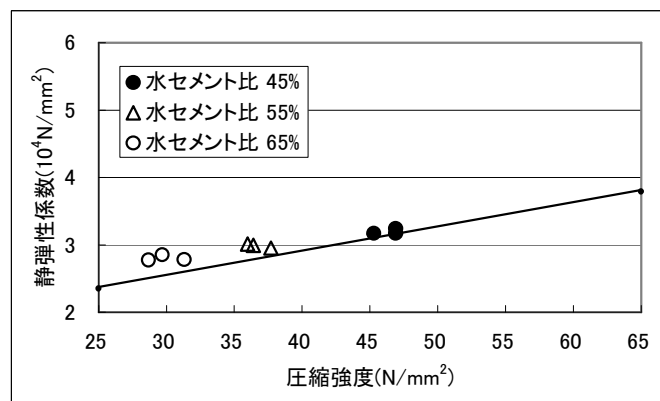


図 5-6 圧縮強度と静弾性係数の関係(スラグ K)

・ 耐久性試験

図 5-7、図 5-8 にスラグ N に関する乾燥収縮試験の結果を示す。長さ変化率は、プラス(+)が収縮、マイナス(-)が膨張を示す。質量変化率は、プラス(+)が増加、マイナス(-)が減少を示す。

図 5-7 に示すように、スラグ N では、2000 年度の試験において、乾燥期間 3 ヶ月までの範囲では、コンクリートの単位水量が増加するにも係わらず、溶融スラグ骨材の置換率増加に伴い乾燥収縮が減少した。水セメント比が 55%~65%の範囲では、置換率が同一であれば、乾燥収縮はほぼ同じであった。

また、図 5-8 に示すように、質量変化率は、乾燥期間 3 ヶ月までの範囲では、溶融スラグ骨材の置換率増加に伴い小さくなった。また、置換率が同一であれば、水セメント比の増加に伴い質量変化率は増加する傾向にあった。これらの原因として、溶融スラグ骨材中の水分が極めて少ないため質量変化率が小さく、乾燥収縮も少なくなったと考えられる。

次に、図 5-9、図 5-10 にスラグ N に関する凍結融解試験の結果を示す。

図 5-9 に示すように、コンクリートの凍結融解抵抗性は、溶融スラグ置換率の増加に伴い低下する傾向にあった。凍害に関するコンクリート構造物の性能を満足させるための相対動弾性係数の最小限界値は一般の場合 60%とされる(平成 11 年版コンクリート標準示方書[施工編]—耐久性照査型—)。置換率 100%では、凍結融解サイクル 150 回で相対動弾性係数が 60%以下となった。また、置換率 50%でも、凍結融解サイクル 300 回で相対動弾性係数が 60%以下となった。これは、溶融スラグ骨材が比較的扁平でブリーディングによる水隙がしやすいこと、表面が滑らかなことからスラグ骨材とモルタルとの付着力が弱いこと、などが原因と考えられた。

また、図 5-10 に示すように、凍結融解サイクル 90 回以降では、水セメント比が同一であれば置換率の増大に伴い質量減少率が増加した。

次に、図 5-11 にスラグ N に関する促進中性化試験の結果を示す。

促進中性化は、水セメント比が同一であれば、溶融スラグ骨材の置換率を変えても、天然碎石を用いたコンクリートとほぼ同じであった。

最後に、図 5-12、図 5-13 に 2001 年度のスラグ N に関する凍結融解試験の結果を示す。2001 年度は、耐久性向上の方法として、置換率を 50-70%とし、扁平なものが多い 15mm 以上の溶融スラグ骨材を除いて、凍結融解試験を行った。図 5-12 に示すように、水セメント比 55%において、置換率 50%の相対動弾性係数が、凍結融解 300 サイクルにおいて 75-85%であるのに対し、置換率 70%では 60%を下回り、置換率により凍結融解抵抗性に大きな差が認められた。しかし、水セメント比 45%では、置換率 70%でも相対動弾性係数は 80%を上回り、抵抗性の差は認められなかった。

また、図 5-13 に示すように、質量減少率はいずれの配合も 2%を下回り、良好な結果を示した。

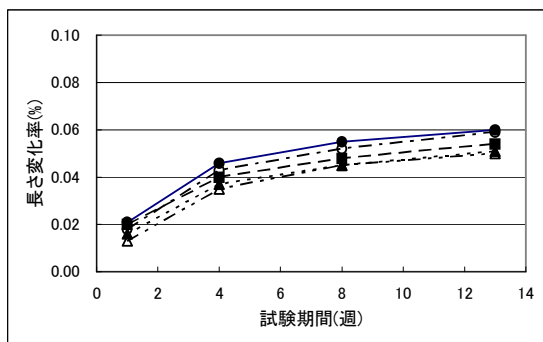


図 5-7 乾燥収縮試験(長さ変化率)
スラグ N(2000 年度)

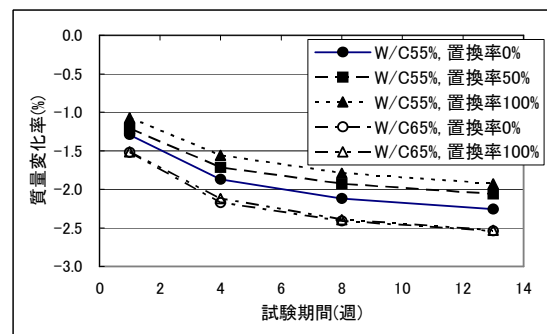


図 5-8 乾燥収縮試験(質量変化率)
スラグ N(2000 年度)

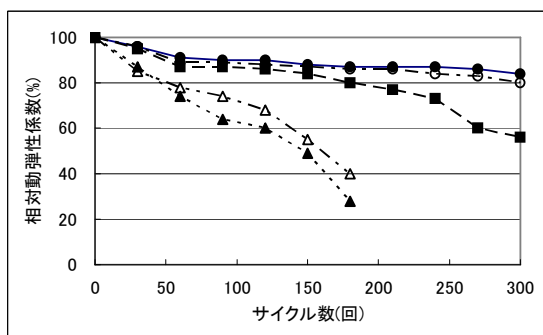


図 5-9 凍結融解試験(相対動弾性係数)
スラグ N(2000 年度)

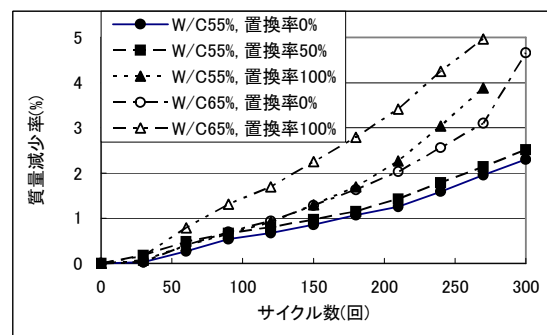


図 5-10 凍結融解試験(質量減少率)
スラグ N(2000 年度)

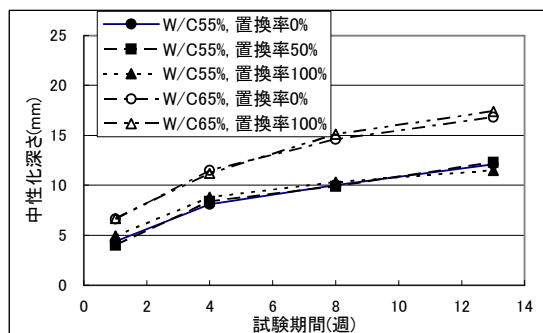


図 5-11 促進中性化試験
スラグ N(2000 年度)

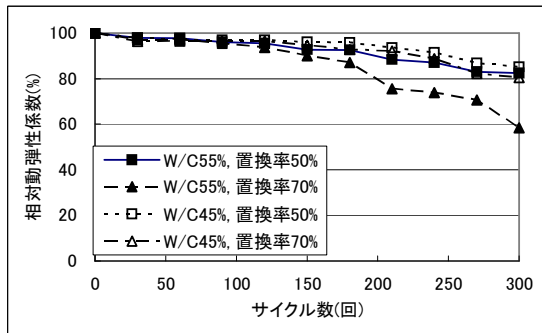


図 5-12 乾燥収縮試験(長さ変化率)
スラグ N(2001 年度)

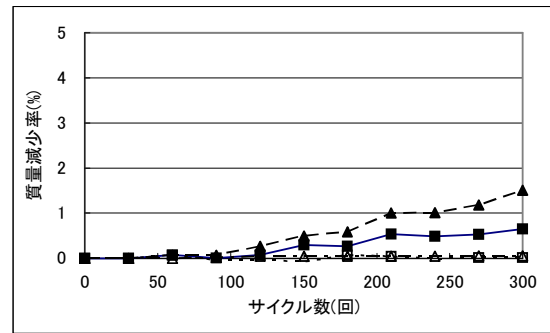


図 5-13 乾燥収縮試験(質量変化率)
スラグ N(2001 年度)

続いて、図 5-14、図 5-15 にスラグ S に関する乾燥収縮試験の結果を示す。スラグ S でも、乾燥収縮は溶融スラグ骨材を用いた配合の方が小さくなった。これは、もともと溶融スラグ骨材の吸水率が小さいことに起因していると考えられる。

また、図 5-16、図 5-17 にスラグ S に関する凍結融解試験の結果を示す。凍結融解抵抗性は天然砕石より劣るが、置換率を小さくするか普通セメントを用いれば、概ね相対動弾性係数が 60%を上回った。

溶融スラグ骨材を用いた配合の方が、質量減少率は小さいのに相対動弾性係数が大きく低下する原因は、結晶化の有無による骨材自身の強度が影響しているものと考えられる。また、高分子系の方が凍結融解抵抗性は優れている傾向を示した。

次に、図 5-18 にスラグ S に関する促進中性化試験の結果を示す。促進中性化は、水セメント比が同一であれば、溶融スラグ骨材の置換率を変えても、天然砕石を用いたコンクリートとほぼ同じであった。

続いて、図 5-19、図 5-20 にスラグ K に関する乾燥収縮試験の結果を示す。スラグ K でも、乾燥収縮は溶融スラグ骨材を用いた配合の方が小さくなった。これは、単位水量の減少と、もともと溶融スラグ骨材の吸水率が小さいことに起因していると考えられる。

また、図 5-21、図 5-22 にスラグ K に関する凍結融解試験の結果を示す。凍結融解抵抗性は 300 サイクルのいずれの場合も相対動弾性係数が 90%を上回った。凍害に関するコンクリート構造物の性能を満足させるための相対動弾性係数の最も厳しい値は 85%とされる(平成 11 年版コンクリート標準示方書[施工編]—耐久性照査型—)。このことから、スラグ K の凍結融解抵抗性は良好であると考えられる。

次に、図 5-23 にスラグ K に関する促進中性化試験の結果を示す。日本建築学会 JASS 5 の高耐久性鉄筋コンクリート造設計施工指針(案)・同解説では、促進中性化試験における中性化深さの目標値は材齢 26 週で 25mm としており、材齢 8 週では 13.9mm 以下が目安となる。このことから、水セメント比が同一であれば、溶融スラグ骨材の置換率を変えても、天然砕石を用いたコンクリートとほぼ同じであり、規格を満たしていた。

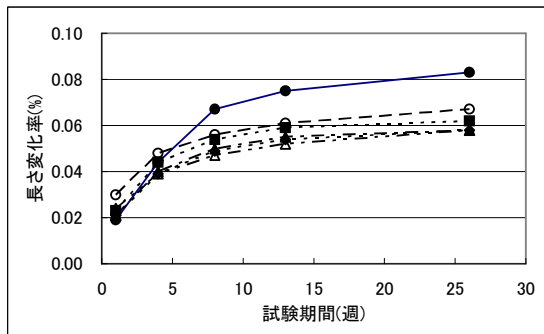


図 5-14 乾燥収縮試験(長さ変化率)
スラグ S

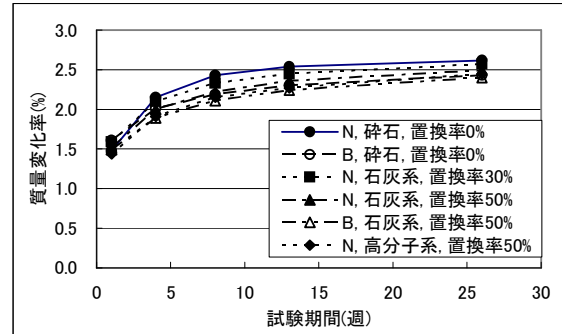


図 5-15 乾燥収縮試験(質量変化率)
スラグ S

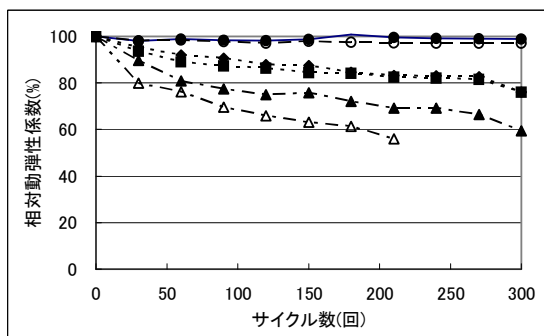


図 5-16 凍結融解試験(相対動弾性係数)
スラグ S

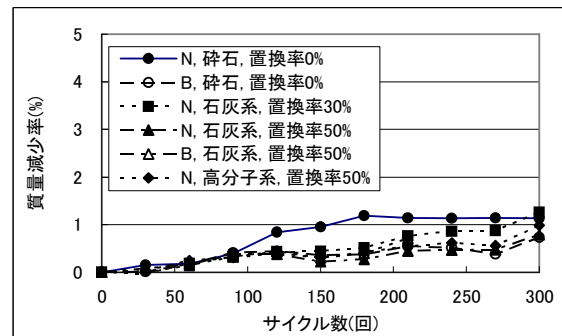


図 5-17 凍結融解試験(質量減少率)
スラグ S

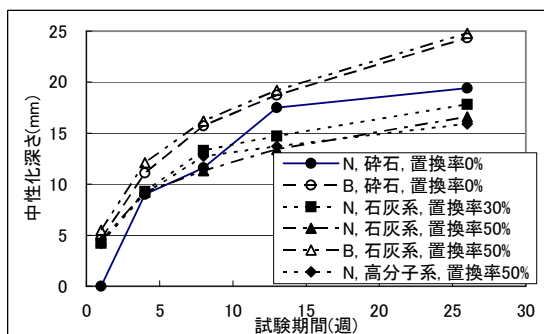


図 5-18 促進中性化試験
スラグ S

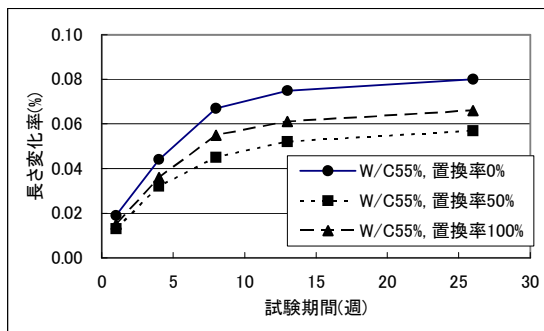


図 5-19 乾燥収縮試験(長さ変化率)
スラグ K

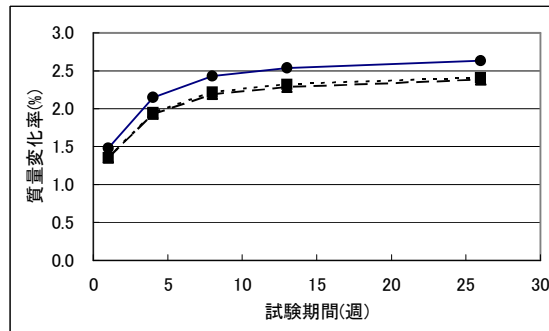


図 5-20 乾燥収縮試験(質量変化率)
スラグ K

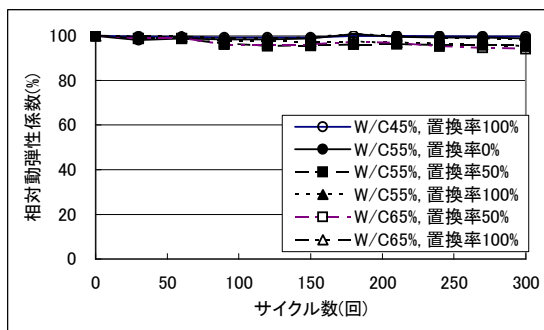


図 5-21 凍結融解試験(相対動弾性係数)
スラグ K

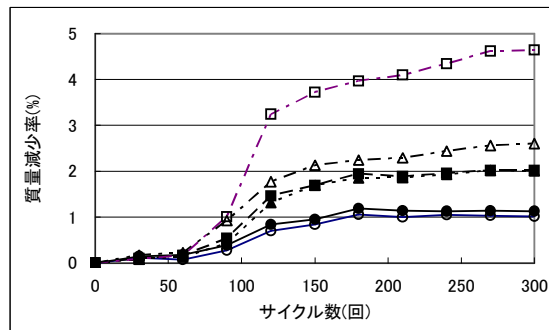


図 5-22 凍結融解試験(質量減少率)
スラグ K

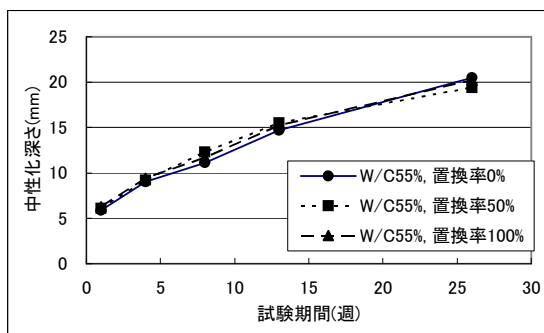


図 5-23 促進中性化試験
スラグ K

・粗骨材適用性

スラグ N について、置換率を 70%程度以下にすれば、天然碎石とコンクリート配合はほとんど変わらず、配合が同じ場合の 28 日圧縮強度も大きな差がないことが分かった。また、溶融スラグ骨材をふるい分けして最大寸法を 15mm 以下にすることにより、凍結融解抵抗性を改善することができた。水セメント比を小さくすると凍結融解抵抗性は改善されたが、抵抗性を確保するためには、水セメント比を 55%以下にすることが必要で、置換率は 50%以下とすることが望ましいと考えられた。凍結融解抵抗性については、最大寸法 15mm のとき置換率 70%において、また、最大寸法 20mm のとき置換率 50%において、凍結融解サイクル 300 回で相対動弾性係数が 60%以下となったことから、この条件でも問題のないことを屋外暴露試験(寒冷地を含む)で確認する必要がある。

スラグ S について、置換率を 50%程度以下にすれば、天然碎石とコンクリート配合はほとんど変わらず、配合が同じ場合の 28 日圧縮強度も大きな差がないことが分かった。しかし、凍結融解抵抗性を考慮すると、長期の耐久性を期待される屋外のコンクリート構造物に使用するためには、石灰系の場合は置換率を 30%程度に抑えるのが安全と考えられた。凍結融解抵抗性については、石灰系は置換率 50%において、凍結融解サイクル 300 回で相対動弾性係数が 60%程度となったことから、この条件でも問題ないことを屋外暴露試験(寒冷地を含む)で確認する必要がある。なお、併せて高分子系についても、置換率 50%でも問題のないことを屋外暴露試験(寒冷地を含む)で確認することが望ましい。

スラグ K について、置換率 100%でも、天然碎石とコンクリート配合はほとんど変わらず、配合が同じ場合の 28 日圧縮強度も大きな差がないことが分かった。また、凍結融解抵抗性も良好であることから、置換率 100%でも問題のないことを屋外暴露試験(寒冷地を含む)で確認することが望ましい。

以上、フレッシュコンクリートの性状、硬化コンクリートの物性および耐久性試験を通じて、溶融スラグをコンクリート用粗骨材に適用する場合の使用条件を示すことができた。さらに、長期的な耐久性を確認するため、屋外暴露試験(寒冷地を含む)を行った。

5-3-2. 長期暴露試験

・圧縮強度、引張強度および曲げ強度

スラグ N は総じて扁平であったことから、スラグ寸法を 15mm 以下とし、それ以上のものについては砕石を使用することで粗骨材の形状改善を試みた。スラグ N(図 5-24)の圧縮強度については、置換率の変化に伴う強度発現の違いは明らかにはならなかった。また、最大寸法 20mm 以下で置換率 50%のもの(図 5-25)についても、15mm 以下で置換率 50%のものとはほぼ同様の強度が発現したため、形状改善の影響も明らかにはならなかった。

空冷スラグ S(図 5-26)の圧縮強度については、石灰系スラグを用いた場合は置換率 0%のものと比べて 10%程度の強度低下、高分子系スラグを用いた場合は 20%程度の強度低下がみられた。また、石灰系スラグ置換率 30%で高炉セメントのもの(図 5-27)についても、石灰系スラグ置換率 50%で普通セメントのものと比べて十分な強度が発現した。

スラグ K(図 5-28)の圧縮強度については、50%置換においては 0%置換と比べ違いが見られなかった。100%置換では強度低下が見られたものの、最大でも 10%未満であった。

圧縮強度に対する暴露環境による影響については、いずれの供試体も材齢とともに圧縮強度が増加しており、5 年以降も強度の発現が期待される。暖地屋内では、いずれの供試体においても標準状態と比べて 70~90%しか強度が発現していない。一方、寒地で暴露した供試体は、標準養生したものよりも強度が発現しているケースが確認された。5~10℃で養生した場合、長期強度は 20℃で養生した場合よりも、長期強度は増加することがあると報告されており、本試験でも低温で化学反応が徐々に進んだことで、組織が緻密な構造になっていたと予想される。

また、圧縮強度に対するスラグの種類および配合による影響については、標準状態においては、スラグ置換率の増加に伴い強度が低下したのとの報告があるが、結晶化スラグを使用した場合には最大でも 10%程度の強度低下しか現れなかった。空冷スラグを使用した供試体は 10~20%程度強度が低下している。これらは結晶化の有無による骨材自身の強度が影響していると考えられる。

引張強度および曲げ強度については、配合による明確な差はみられなかった。圧縮強度が経年的に増加していくのに対し、引張強度や曲げ強度の変化は乏しい傾向が確認された。

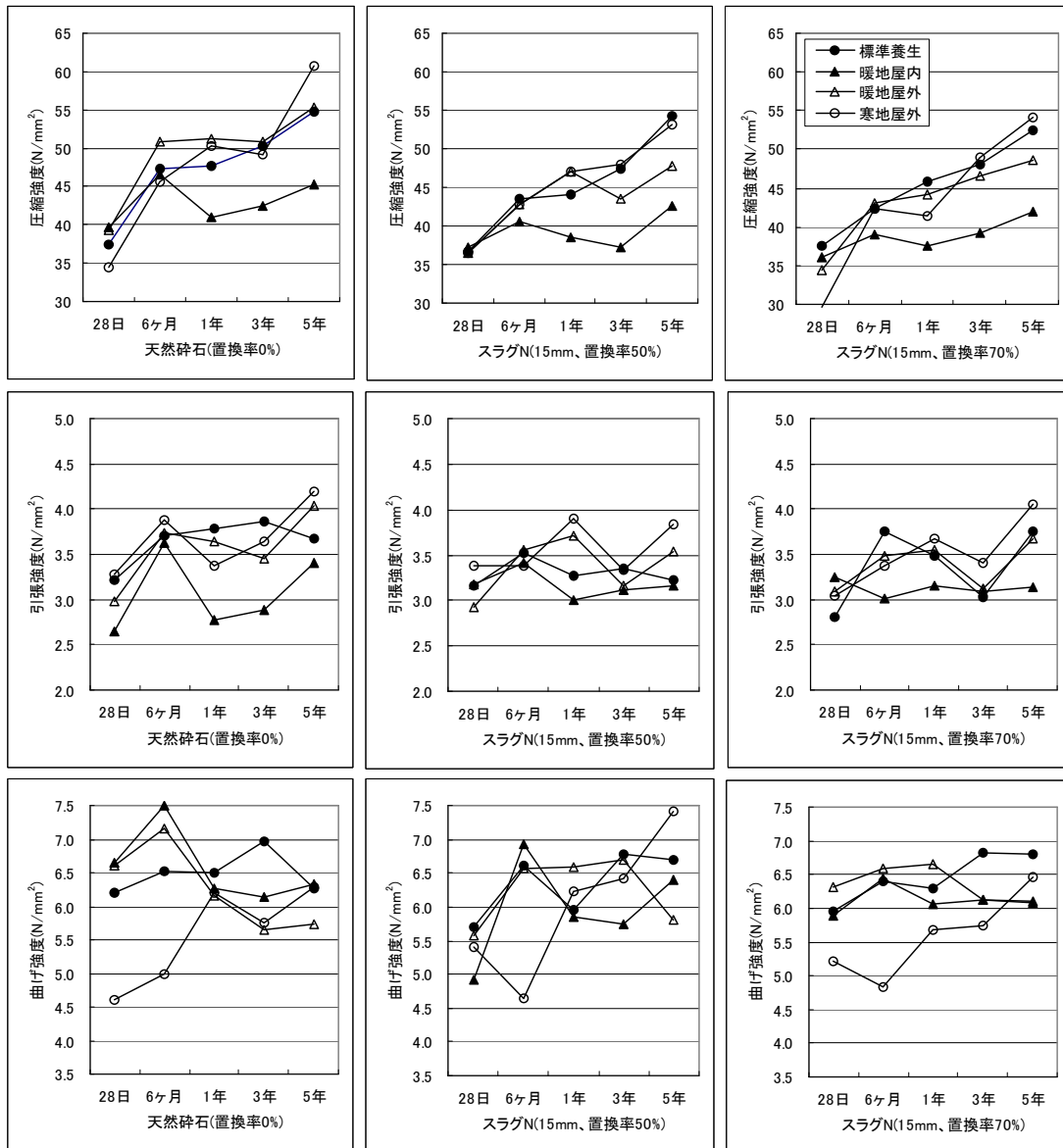


図 5-24 圧縮強度(上段)、引張強度(中段)および曲げ強度(下段)(スラグ N)

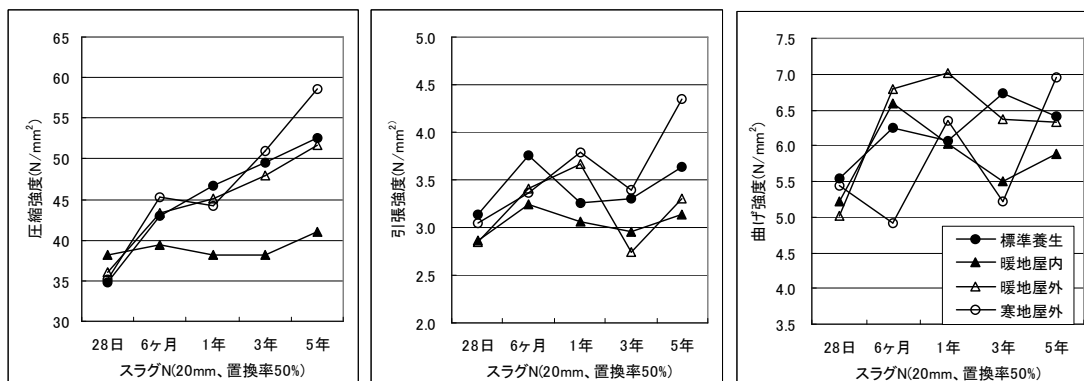


図 5-25 圧縮強度(左図)、引張強度(中図)および曲げ強度(右図)(スラグ N)

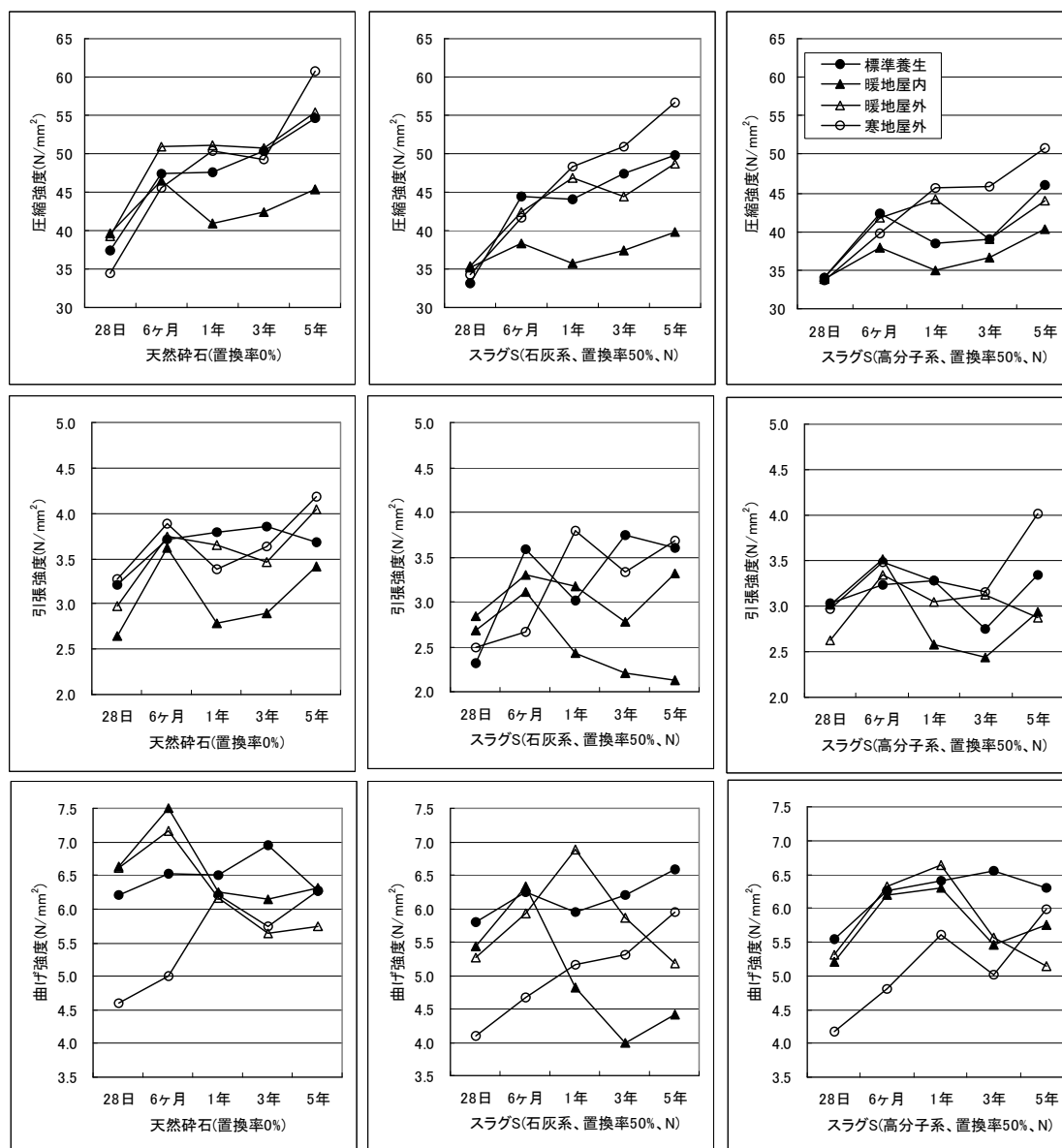


図 5-26 圧縮強度(上段)、引張強度(中段)および曲げ強度(下段)(スラグ S)

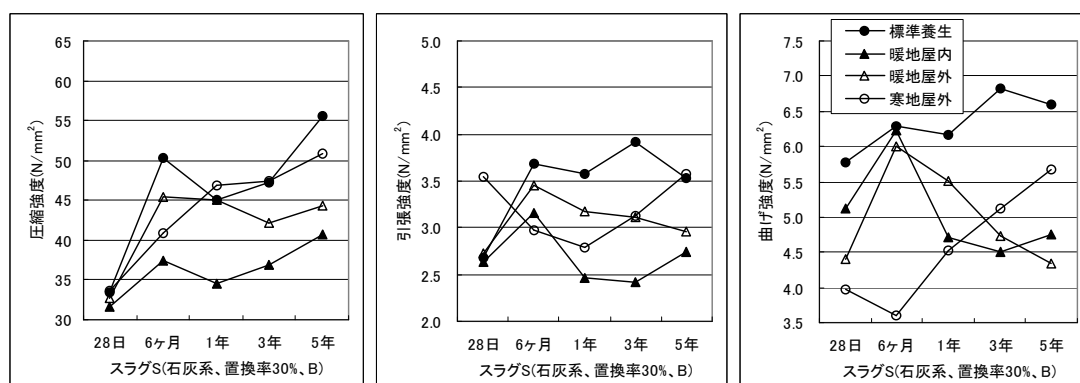


図 5-27 圧縮強度(左図)、引張強度(中図)および曲げ強度(右図)(スラグ S)

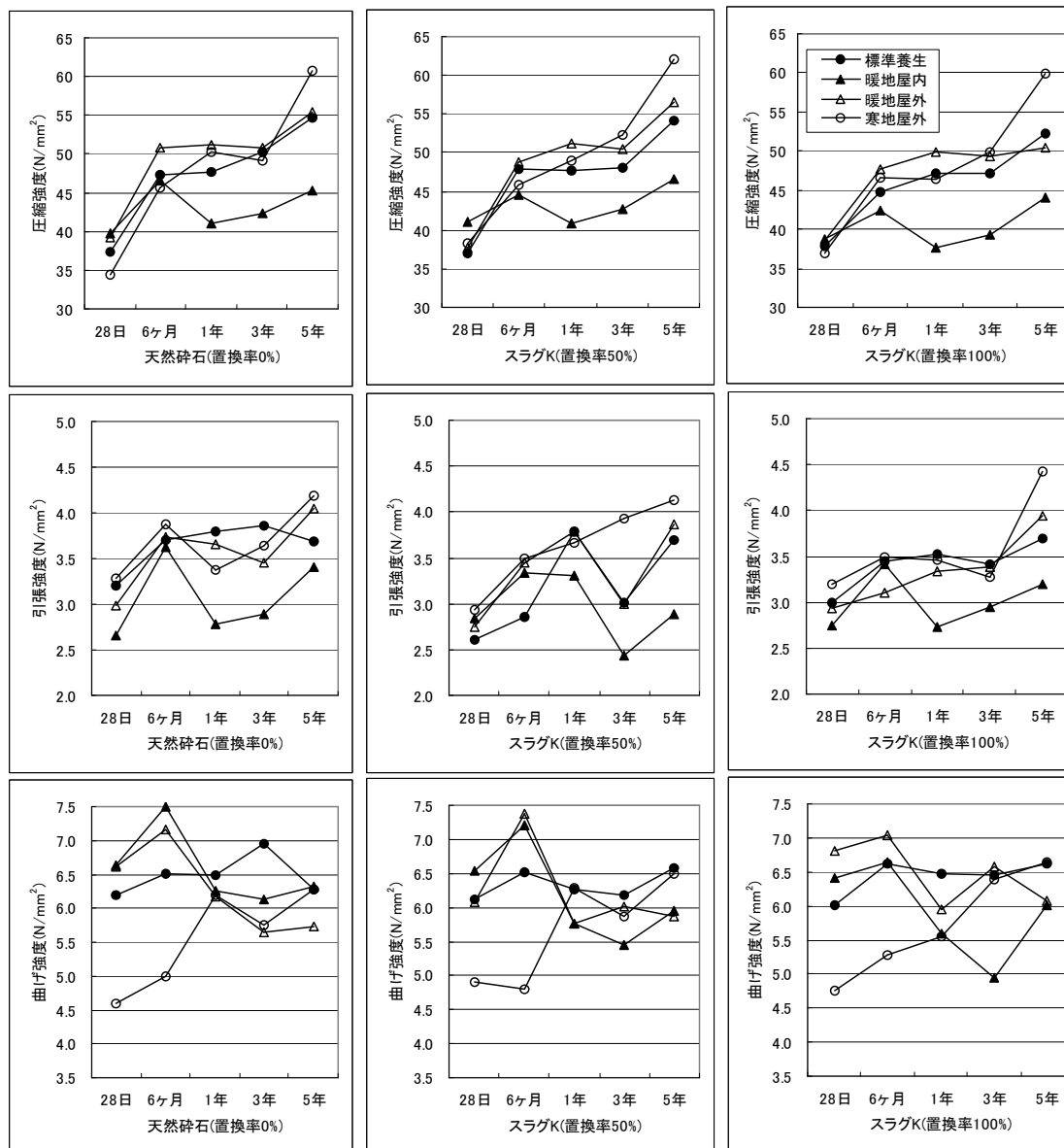


図 5-28 圧縮強度(上段)、引張強度(中段)および曲げ強度(下段)(スラグ K)

・耐久性試験

図 5-29、図 5-30 および図 5-31 に耐久性の試験結果を示す。まず、中性化深さについて、どのスラグ条件においても、標準養生のものが中性化の進行がほとんどなく、次いで屋外で暴露したものの進行が少なく、佐倉(温暖地)で暴露したものの中性化が若干多く進行している。これは、温暖地の室内は常に乾燥しているため中性化が進行し、屋外暴露は雨水や積雪などの影響により比較的湿潤状態に保たれていたため中性化の進行が少なかったと考えられる。それに比較して、標準養生では常に水中にあるため中性化の進行はなかったと考えられる。なお、置換率 0%と比較しても、どのスラグ条件においても大きな差は認められなかった。

次に、質量変化率について、どのスラグ条件においても大きな差は見られないが、標準養生については材齢とともに徐々に質量が増加するか、もしくは同等であることが分かる。また、青梅(寒冷地)および佐倉(温暖地)での屋外暴露については、材齢とともに質量が減少する傾向が見られた。佐倉(温暖地)の屋内での暴露については、常に乾燥している条件のため質量は減少の傾向を示したが、材齢 5 年では一部質量の増加傾向が見られた。なお、置換率 0%と比較しても、どのスラグ条件においても大きな差は認められなかった。

最後に、重量変化・表面状態について、標準状態ではいずれの供試体も 5 年間で重量が 2～2.7%増加した。暖地屋内は、夏期は高温乾燥の条件化にあったため、いずれの供試体においてもコンクリート中の水分が減少し、5 年間で重量は 2%程度減少した。屋外で暴露した供試体は風雨にさらされることで多少表面が荒れた状態であったが、5 年間経過後においてもひび割れや欠落等は観察されなかった。なお、冬期には寒地で供試体が雪に埋まったことも観察されている。

・長期暴露試験

暴露環境が重量や表面状態のほか強度にも影響することが分かった。特に、圧縮強度については、暖地屋内で 10～30%の強度低下が認められた。また、同一環境下では、結晶化スラグを使用した供試体は、置換率 0%のものと比べても、置換率や粗骨材の形状による強度の差が認められなかった。しかし、空冷スラグを使用した供試体は、置換率 50%で 20%程度圧縮強度が低下する傾向が認められた。

一方、引張強度、曲げ強度では明確な差は認められなかった。「溶融スラグ骨材コンクリート利用マニュアル」では置換率 30%以下が推奨されているが、長期暴露試験により、使用ケースによってはそれ以上の置換率でも可能であることが明らかとなった。

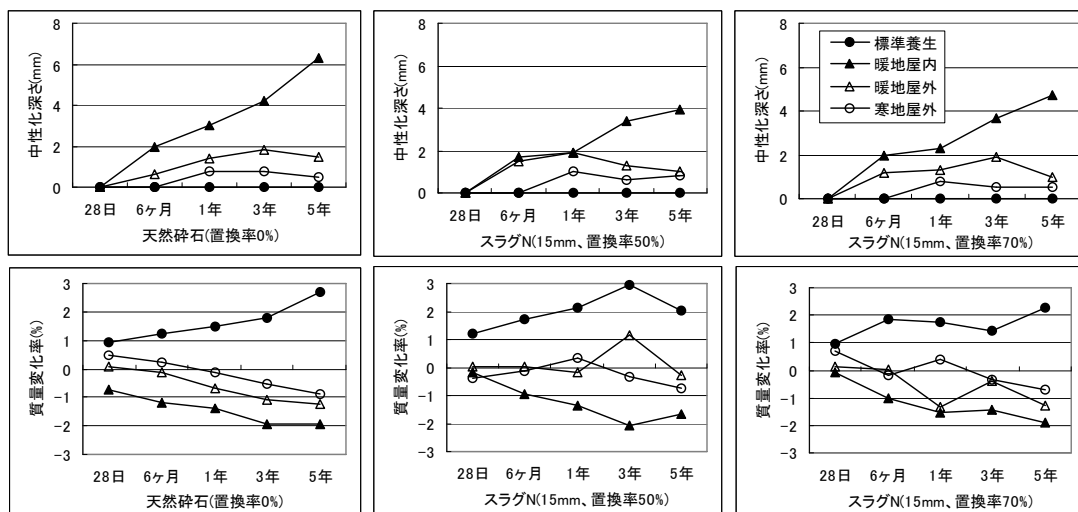


図 5-29 中性化深さ(上段)と質量変化率(下段)(スラグ N)

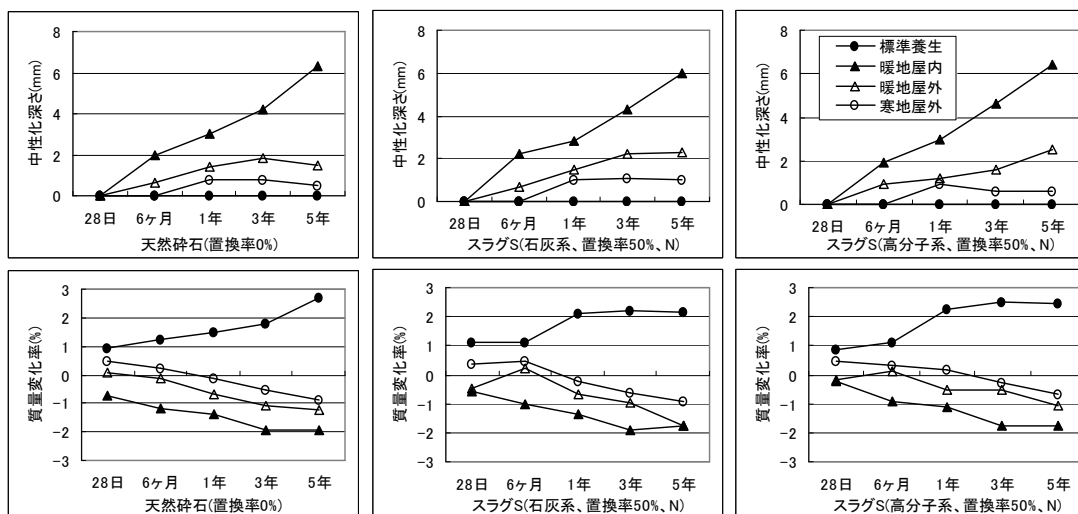


図 5-30 中性化深さ(上段)と質量変化率(下段)(スラグ S)

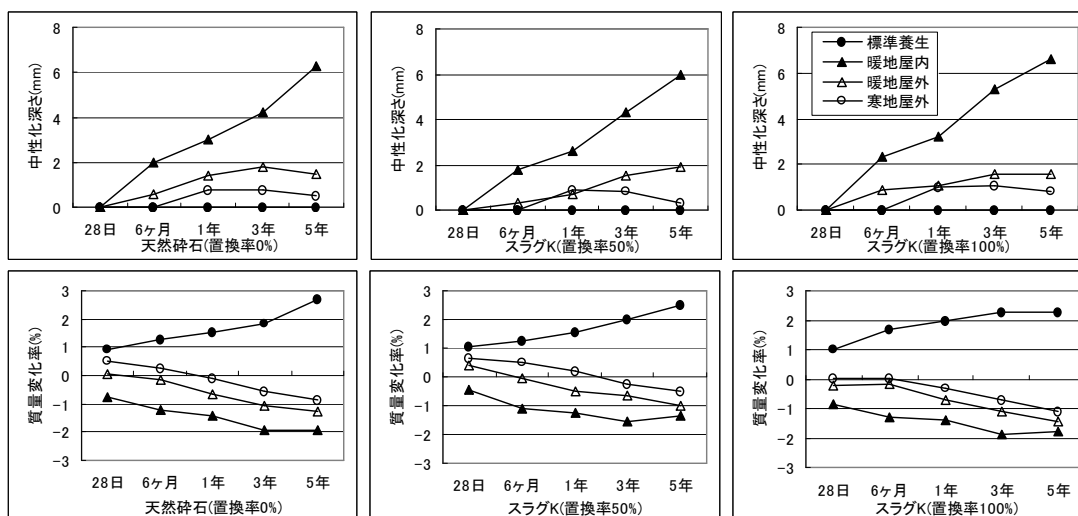


図 5-31 中性化深さ(上段)と質量変化率(下段)(スラグ K)

5-4. コンクリート分野での利用拡大

ここでは、JIS 化以降の溶融スラグの利用について他の検討事例を取上げ、コンクリート分野での利用拡大のための課題についてまとめる。

・ JIS 規格の活用

溶融スラグの JIS 規格は 2006 年 7 月 20 日付けで制定され、JIS マーク表示制度に基づく第三者認証制度が整備されたことにより、溶融スラグの安全性と信頼性を確保する仕組みが確立された。アスファルト用溶融スラグ骨材の JIS マーク認証第一号は南魚沼市が 2009 年 4 月 1 日に、コンクリート用溶融スラグ骨材は北九州市が同年 9 月 8 日に、それぞれ日本品質保証機構(JQA)により行われた。

下水汚泥溶融スラグでは、まだ JIS 規格の取得事例はないが、JIS 規格の環境安全性を満足していることを説明している事例がみられる。京都市では HP 上で溶融スラグ「京石(みやこいし)」の売却を行っているが、参考として溶出量と含有量の試験結果が示されており、その中で JIS 規格の環境安全性に適合していることを説明している⁶⁾。また、滋賀県でも HP 上で溶融スラグの販売を行っているが、JIS 化に関して「溶出基準、含有量基準など化学的な性質は満足していますが粒度分布などは、満足していません。破碎やふるいわけなどの処理で JIS の基準を満足できます」と溶融スラグの環境安全性を PRするとともに、利用者に対して粒度調整等で JIS 規格を満足できることを説明している⁷⁾。

一方、兵庫県では、溶融スラグの環境安全性の確保に関して JIS 規格より厳しい目標を定めて運用している。HP 上で溶融スラグ「エコ砂」の購入案内を行っているが、その中で安全性確認試験の説明を行っている。JIS 規格の解説では、溶出量および含有量試験について、「毎週の試料を混合し、月毎の試料とする」との記載がある。兵庫県では、「毎日の試料を混合し、週毎の試料とする」ほか、1 段階を合格した溶融スラグをストックヤードに保管し、「1 ヶ月分を 1 ロッドとし、その中から抜き取って試料とする」とともに、2 段階をクリアした溶融スラグを「5mm ふるいで選別したものを試料とする」3 段階の確認試験を実施している⁸⁾。この取り組みは、溶融スラグの利用可能性をより確かにするために課題とされている、「年間を通して溶融スラグ骨材の生産時における品質把握と安定した品質確保」や「環境安全性をふまえた試験の項目と方法の適合性」に対応するものとして、今後の利用拡大が期待される。

・ 利用に際してのモラル

JIS A 5308(レディーミクストコンクリート)においては、使用できる骨材が指定されており、JIS A 5031(一般廃棄物、下水汚泥又はそれらの焼却灰を溶融固化したコンクリート用溶融スラグ骨材)の溶融スラグ骨材や産業廃棄物から製造された溶融スラグ骨材は使用することができない。このため、建築基準法第 37 条の適用を受ける建築物や工作物においては、これらの溶融スラグ骨材を使用したレディーミクストコンクリートを用いることはできない⁹⁾。しかし、基準に適合しない溶融スラグが使用されポップアウトが発生した問題を受けて、JIS A 5308 は 2009 年 3 月 20 日に改正され、溶融スラグが使用できない旨明記される

こととなった。一方、同じ JIS 改正の中で、コンクリート用再生骨材 H (JIS A 5021) のように、普通コン・舗装コンに限定して使用可(高強度コンには使用不可)とされているものもある。基準を遵守しない溶融スラグの使用により問題が発生したことで厳しい措置を招いた結果となった。

・ポップアウト対策

上記の問題を受けて、国土交通省が設置した「JIS 規格不適合コンクリートを使用した建築物の対策技術検討委員会」の中間報告(2008 年 8 月 26 日)では、「今回のポップアウト発生は、溶融スラグ骨材に含有される、あるいは溶融スラグ骨材に混入した生石灰の水和反応による体積膨張に起因するとほぼ断定される」、さらに、「今回のポップアウトが建築物の構造耐力等に関する安全性(第三者安全性を除く)や耐久性に大きな支障を及ぼす可能性は少ないと考えられる」と報告されている¹⁰⁾。

さらに、日本工業標準調査会では、2010 年 4 月に JIS A 5031 について意見受付公告を実施。以下の点について、改正を行うとした。①コンクリートに悪影響を及ぼすと考えられる生石灰の粒等が完全に融解せずに残存する可能性があるので、適用範囲に溶融状態を明確化した、②適用範囲において、JIS A 5308 および A 5364(プレキャストコンクリート製品)の最新版と整合させた、③溶融スラグを活用した場合にポップアウト、外観等の悪影響を及ぼす可能性のある物質について、有害量含んではない旨明確化した¹¹⁾。本内容については、2010 年 7 月 20 日で改正が行われた。

コンクリートのポップアウト現象について定性分析等から溶融スラグ中に残存した free-CaO が発生原因と推測されたことから、JIS A 1804(骨材のアルカリ反応性試験)で用いられるオートクレーブ養生装置を用いて、free-CaO 反応性が高い溶融スラグのポップアウトが確認された。free-CaO を意図的に添加したモルタルのポップアウト試験より、free-CaO の粒径が 0.6mm 以下の場合、モルタル表面の外観に及ぼすポップアウトの影響は少ないとされた。以上の結果から、残存する free-CaO の粒径が 0.6mm 以下になるように溶融炉内での滞留時間を確保するとともに、投入される石灰石の粒径をできるだけ小さくすることが重要とされた¹²⁾。なお、相対動弾性係数の試験結果から、モルタル供試体の表面にポップアウトが起こっても内部の弛緩はないと判断している。

・コンクリート分野での利用拡大

JIS 規格で定められた環境安全性に適合した溶融スラグを製造し、また、その確認試験方法を厳格に運用することで、利用者の理解を得やすくなると考えられる。さらに、利用段階においても、供給先である利用者と連携を図り、使用実績を積み重ねていくことが求められる。ポップアウトの原因は、ほぼ解明されたと考えることができる。溶融炉の稼働率を向上させて安定した溶融スラグの製造を行うとともに、保管時のチェックも十分に行うことが重要である。ストックヤードが確保できる場合は、エージングなどの対策も有効と思われる。リサイクル製品の利用促進のためには、製造時の品質管理だけでなく、安定した供給体制の整備が重要となる。

5-5. 結語

下水汚泥溶融スラグのコンクリート用粗骨材としての適用性を把握すること、長期暴露によりコンクリートの物性の経年変化を測定して耐久性を把握することを目的として検討を行った。その結果、次のことが明らかとなった。

- 1) 空冷スラグは置換率を 50%程度以下にすれば、また、結晶化スラグは置換率を 70%程度にすれば、天然碎石とコンクリート配合はほとんど変わらず、配合が同じ場合の 28 日圧縮強度も大きな差がないことが分かった。
- 2) しかし、凍結融解抵抗性を考慮すると、抵抗性を確保するためには、水セメント比を 55%以下にすることが必要であり、空冷スラグは置換率を 30%以下とすることが安全であり、結晶化スラグは置換率を 50%以下とすることが望ましいと考えられた。
- 3) 長期暴露試験において、結晶化スラグを使用した供試体は、置換率 0%のものと比べて、置換率や粗骨材の形状による強度の差が認められなかった。空冷スラグを使用した供試体は、置換率 50%で 20%程度圧縮強度が低下したが、引張強度、曲げ強度では差が認められなかった。

長期暴露試験において、寒地で暴露した供試体は、標準養生したものよりも強度が発現しているケースが確認された。この場合、天然碎石と比較しても、最終的には、ほぼ同等の強度が発現していた。

また、溶融スラグの供給に際して、JIS 規格の環境安全性を確保していることを説明している事例がみられた。今後は、利用者の理解を得ながら使用実績を積み重ねていくことが必要となる。さらに、ポップアウトの問題を取り上げ、リサイクル製品の市場での流通において、供給体制の整備が重要となることを述べた。

リサイクル製品の利用拡大のためには、環境安全性について利用者の理解を深めるとともに、製造時の品質管理や供給体制の整備を通して、利用者の協力を得られるようになることが重要と考える。

第 5 章 参考文献

- 1) 「溶融スラグ骨材コンクリート利用マニュアル」「コンクリート用溶融スラグ骨材の標準化の現状と展望」梗概集；(財)建材試験センター、平成 18 年 9 月 15 日
- 2) 一般廃棄物、下水汚泥等の溶融固化物を用いた道路用細骨材(道路用溶融スラグ骨材)TR A 0017：2002、公表平成 14 年 7 月 20 日、日本工業標準調査会標準部会土木技術専門委員会審議
- 3) 一般廃棄物、下水汚泥等の溶融固化物を用いたコンクリート用細骨材(コンクリート用溶融スラグ細骨材)TR A 0016：2002、公表平成 14 年 7 月 20 日、日本工業標準調査会標準部会土木技術専門委員会審議
- 4) 一般廃棄物、下水汚泥又はそれらの焼却灰を溶融固化した道路用溶融スラグ JIS A

5032 : 2006、平成 18 年 7 月 20 日制定、日本工業標準調査会審議

5) 一般廃棄物、下水汚泥又はそれらの焼却灰を熔融固化したコンクリート用熔融スラグ骨材 JIS A 5031 : 2006、平成 18 年 7 月 20 日制定、日本工業標準調査会審議

6) 京都市 HP(<http://www.city.kyoto.lg.jp>)

7) 滋賀県 HP(<http://www.pref.shiga.jp>)

8) 兵庫県 HP(<http://www.pref.hyogo.jp>)

9) 六会（むつあい）コンクリート（株）が出荷した JIS 規格に適合しないレディーミクストコンクリートの使用による建築基準法違反について、横浜市、2008 年 8 月 29 日

10) 六会コンクリート（株）が出荷した J I S 規格に適合しないレディーミクストコンクリートを使用した建築物の今後の取り扱いについて、国土交通省、2008 年 8 月 27 日

11) 意見受付公告（JIS）規格情報、JIS A5031、一般廃棄物、下水汚泥又はそれらの焼却灰を熔融固化したコンクリート用熔融スラグ骨材、日本工業標準調査会 HP、2010.5

12) 北辻政文：コンクリートのポップアウト現象とその評価試験、産業機械、p.11-14、2009.11

第6章 効率的な下水汚泥有効利用

6-1. 背景と目的

前章まで、リサイクル製品の製造者の立場から、環境安全性について自主的な管理を行うことを目的に、下水処理過程における重金属挙動の把握やリサイクル原料となる焼却灰の環境安全性の向上について、また、焼却灰を原料とする球形灰の製造および品質改善について検討を行った。続いて、利用者の立場も考慮して、JIS化された下水汚泥溶融スラグを利用する場合の施工条件や長期的な耐久性について検討を行った。

焼却に代わる下水汚泥処理技術として、さらなる減量化、資源化を目的に溶融が一定割合まで普及した。しかし、最近では、地球温暖化対策の観点から、CO₂排出などの環境負荷削減や省エネルギー対策などが新たな課題となり、乾燥、燃料化（炭化）などが注目されている。これらの技術は、焼却炉の更新にあわせた焼却代替技術としての進展が期待されるが、同時に、環境負荷削減や省エネルギーを考慮した焼却、溶融技術の見直しも急務となっている。

リサイクル原料として、下水汚泥焼却灰は約 2/3 が、エコスラグは約 82%が有効利用されているが、さらに利用を促進することが求められる。焼却灰の約 1/2 はセメント資源化されているが、リスク管理の観点からも将来的には利用用途の多様化が必要となる。未利用の焼却灰とともに溶融スラグなども含め、下水汚泥の利用を効率的に促進するためのビジネスモデルの形成が重要である。

本章では、効率的な下水汚泥の有効利用を目的として、再び下水汚泥の生産過程である下水処理過程に着目し、環境負荷削減・資源エネルギーを考慮した焼却代替としてのプロセス技術開発について検討する。また、リサイクル製品の供給や利用方法まで含めたビジネスモデルを事例として利用促進のためのシステム検討を行う。

6-2. 試算および評価方法

本章では LOTUS Project の検討資料を用いて乾燥および炭化などの技術を対象に、環境負荷削減や省エネルギー対策に関する評価を行う。

LOTUS Project では焼却代替技術としてのプロセス技術開発が行われた。LOTUS Project において、＜スラッジ・ゼロ・ディスチャージ技術＞は「廃棄するよりも安いコスト（脱水汚泥 16,000 円/t 以下、焼却灰 8,000 円/t 以下、それぞれ現物量ベース）で下水汚泥のリサイクルができる技術開発」を、＜グリーン・スラッジ・エネルギー技術＞は「下水汚泥等のバイオマスエネルギーにより、商用電力価格と同等かそれ以下のコスト(9.32 円/kWh 以下)で電気エネルギーを生産する技術開発」を目指すものである。表 6-1 および表 6-2 に LOTUS Project 開発技術の概要と評価結果を示す。

始めに、焼却代替技術として＜スラッジ・ゼロ・ディスチャージ技術＞のうちリン回収技術を除く 3 つの技術に注目し、マスバランスやエネルギーバランスに関する検討とともに、

表6-1 LOTUSProject開発技術(スラッジ・ゼロ・ディスチャージ技術)の概要と評価結果

開発技術の名称	開発技術の概要	評価結果
A技術. 下水汚泥のバイオソリッド燃料化	熱エネルギーの利用・回収技術と下水汚泥の乾燥造粒技術を組み合わせてバイオソリッド燃料を製造する技術	50t-脱水汚泥/日の規模にて結果13,900円/t(消化ガス未利用)及び9,000円/t(消化ガス利用)
B技術. 下水汚泥の活性炭化と有効利用による汚泥処理費の低減技術	下水汚泥から吸着能力の高い活性炭化製品を製造し、ダイオキシン類吸着剤、脱臭剤、汚泥減量化剤として販売することで汚泥処理費を低減する技術	混合汚泥の場合:14,000円/t 消化汚泥の場合:10,700円/t
C技術. 湿潤バイオマスのメタン発酵・発電・活性炭化システム	湿潤バイオマスを受け入れて下水汚泥と混合してメタン発酵し、消化ガス発生量を増加させ、脱水汚泥を化石燃料なしで活性炭化する技術	9,617t-未消化脱水汚泥/年の場合:8,742円/t(横型メタン発酵槽) 5,259t-消化脱水汚泥/年の場合:10,998円/t(既設消化槽利用)
D技術. 下水汚泥焼却灰からのりん回収技術	下水汚泥焼却灰にアルカリ溶液を加えてりん酸を溶出させ、りん酸塩または液肥として高付加価値の肥料原料とする技術	りん酸塩の場合:7,840円/t 液肥の場合:7,910円/t

A技術、B技術、D技術:平成19年3月現在

C技術:平成20年1月現在、グリーン・スラッジ・エネルギー技術を兼ねる

表6-2 LOTUSProject開発技術(グリーン・スラッジ・エネルギー技術)の概要と評価結果

開発技術の名称	開発技術の概要	評価結果
E技術. 下水汚泥とバイオマスの同時処理方式によるエネルギー回収技術	場外バイオマスを受け入れ、超音波処理によって可溶化した下水汚泥と同時に消化し、消化ガス発生量を増加させ発電する技術	処理場規模42,000m ³ /日、生ゴミ投入量20t/日にて発電コスト8.84円/kWh (ガスエンジン)
F技術. 低ランニングコスト型混合消化ガス発電システム	その他バイオマスを受け入れて下水汚泥と合わせて消化し、消化ガス発生量を増加させ発電する技術。生物脱硫設備の導入によるコスト低減等も検討	処理場規模100,000m ³ /日、生ゴミ投入量30t/日にて発電コスト3.7円/kWh (ガスエンジン)
G技術. 消化促進による汚泥減量と消化ガス発電	消化汚泥をオゾン処理と固液分離することにより消化を促進し、汚泥の減量化を図るとともに、消化ガス発生量を増加させ発電する技術	処理場規模53,000m ³ /日、高温消化と中温消化の組合せプロセスにより発電コスト4.06円/kWh (ガスエンジン)
C技術. 湿潤バイオマスのメタン発酵・発電・活性炭化システム(再掲)	湿潤バイオマスを受け入れて下水汚泥と混合してメタン発酵し、消化ガス発生量を増加させ、脱水汚泥を化石燃料なしで活性炭化する技術	処理場規模30,000m ³ /日、生ゴミ投入量15t/日にて発電コスト0円/kWh(横型メタン発酵槽、ガスエンジン)、5.7円/kWh(既設消化槽、ガスエンジン)

E技術、F技術:平成19年3月現在

G技術:平成20年1月現在

表6-3 脱水汚泥1t当たりの温暖化ガス発生量

		流動焼却炉		乾燥造粒設備		活性炭化炉	
		消費量	CO ₂ 換算量	消費量	CO ₂ 換算量	消費量	CO ₂ 換算量
燃料使用量	L/t	47.0	118.9	80.3	216.5	38.5	97.4
電力使用量	kW/t	100	38.4	60	23.0	100	38.4
一酸化二窒素発生量	kg-N ₂ O/t	0.915	283.6	0.0003	0.1	0.037	11.4
メタンガス発生量	kg-CH ₄ /t	0.03595	0.7	0	0.0	0	0.0
合計			441.6		239.6		147.2

燃料：流動焼却炉と活性炭化炉は灯油、乾燥造粒設備はA重油で試算。

温暖化ガス削減効果について標準的な流動床焼却炉との比較を行った。続いて、効率的なエネルギー回収として＜グリーン・スラッジ・エネルギー技術＞に注目し、混合消化によるエネルギー回収量の増加、可溶化技術について検討を行った。

・温暖化ガス削減効果の評価

LOTUS Project＜スラッジ・ゼロ・ディスチャージ技術＞の技術評価書¹⁾に基づいて、乾燥造粒設備と活性炭化炉について、温暖化ガス削減効果の検討を行った。表 6-3 に示すように、技術評価書では流動焼却炉、乾燥造粒設備および活性炭化炉について、試算に用いる脱水汚泥 1t 当たりの燃料使用量、電力使用量、N₂O 発生量および CH₄ 発生量が定められた。また、CO₂ 換算係数として次の値を用いている。

灯油：2.5284kgCO₂/L、A 重油：2.6977kg CO₂/L、電力：0.384kg CO₂/kW

N₂O：310kg CO₂/kg N₂O、CH₄：32kg CO₂/CH₄

以上より、脱水汚泥 1t 当たりの温暖化ガス発生量は CO₂ 換算量として、流動焼却炉、乾燥造粒設備および活性炭化炉で、441.6kgCO₂/t 脱水汚泥、239.6 kgCO₂/t 脱水汚泥および 147.2 kgCO₂/t 脱水汚泥と算定できる。これらの値をもとに、A 技術、B 技術及び C 技術に関して、それぞれ実用化施設を想定し温暖化ガス発生量の試算を行った。

A 技術は 50t 脱水汚泥／日の乾燥造粒設備を、B 技術は 9.6t 脱水汚泥／日(流入規模 10,000m³／日規模)の活性炭化炉を想定している。また、C 技術は流入規模 30,000m³／日規模の下水処理場で生ごみ 15t／日を受け入れるとともに、メタン発酵槽を新設(横型メタン発酵槽)の場合は 15.8t 脱水汚泥／日の活性炭化炉を、メタン発酵槽が既設の場合は 16.7t 脱水汚泥／日の活性炭化炉を想定している。なお、C 技術における下水汚泥の発生量は、メタン発酵槽を新設の場合は嫌気性消化前で 26.3t 脱水汚泥／日を、既設の場合は嫌気性消化後で 14.4t 脱水汚泥／日が想定された。

・嫌気性消化の新たな役割

次に、LOTUS Project＜グリーン・スラッジ・エネルギー技術＞技術評価書に基づき、E 技術と F 技術について、混合消化における汚泥の分解率向上および消化ガス発生量につい

表6-4 生ごみおよび濃縮汚泥投入量と消化ガス発生量(E技術、F技術)

項目	単位	E技術				F技術		
処理場規模	m ³ /日	42,000	70,000	130,000	200,000	20,000	50,000	100,000
生ごみ投入量	t/日	20	20	20	20	13	20	30
濃縮汚泥投入量	m ³ /日	209	349	647	996	100	250	500
消化ガス発生量	Nm ³ /日	7,440	10,012	15,522	21,951	3,949	7,847	14,090
		7,563	10,216	15,902	22,536			

注) E技術の消化ガス発生量、上段は可溶化無、下段は可溶化有

て検討を行った。表 6-4 に処理場規模、生ごみおよび濃縮汚泥投入量、消化ガス発生量を示す。

E 技術では 42,000m³/日から 200,000m³/日まで 4 段階の処理場規模を想定し、生ごみ投入量を 20t/日に固定している。また、F 技術では 20,000m³/日から 100,000m³/日まで 3 段階の処理場規模を想定するとともに、生ごみ投入量も 13t/日から 30t/日まで変化させている。それぞれの条件について、次の式により汚泥の分解率、消化ガス発生量を算出した。

汚泥の分解率[%] = 固形物量[t 消化汚泥 TS/日]

÷ (固形物量[t 濃縮汚泥 TS/日] + 固形物量[t 生ごみ TS/日]) (式 6-1)

消化ガス発生量[Nm³/日] = 有機物量[t 濃縮汚泥 VS/日]

× 消化ガス転化量(濃縮汚泥)[Nm³/kg 投入 VS]

+ 有機物量[t 生ごみ VS/日]

× 消化ガス転化量(生ごみ)[Nm³/kg 投入 VS] (式 6-2)

6-3. 評価結果と考察

6-3-1. 温暖化ガス削減効果の評価

・ 乾燥造粒設備・活性炭化炉

図 6-1～図 6-4 に示すように、焼却と比較して A 技術では消化ガス未利用で 46%減、消化ガス利用で 95%減、B 技術では消化ガス未利用で 67%減、消化ガス利用で 89%減と、流動焼却炉と比較して減量効果が大きく、特に消化ガス利用時に著しい効果があった。また、C 技術の温暖化ガス発生量は、従来の流動焼却炉と比較して横型メタン発酵層を新設する場合は 93%減、既設消化槽がある場合は 82%減であった。

LOTUS Project<スラッジ・ゼロ・ディスチャージ技術>の資料¹⁾から、乾燥・炭化技術はコスト目標を満足するだけでなく、温暖化ガス削減においても優れていることが明らかとなった。特に、消化ガスを利用する場合、メタン発酵により汚泥中の有機分が分解されているため、未消化汚泥を用いた場合と比較して製品の熱量は低くなるものの、大幅な温暖

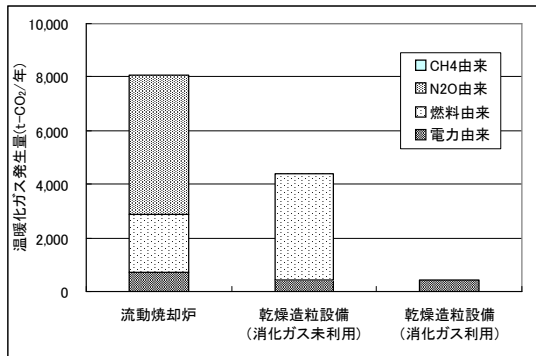


図 6-1 A 技術の CO₂ 発生量

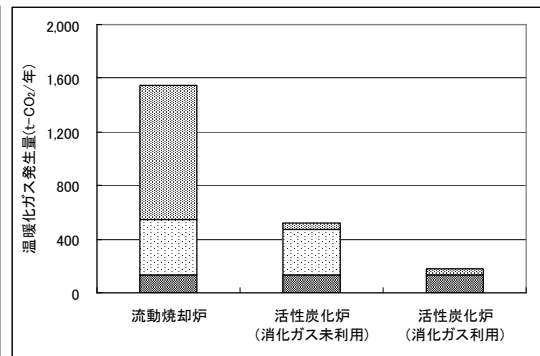


図 6-2 B 技術の CO₂ 発生量

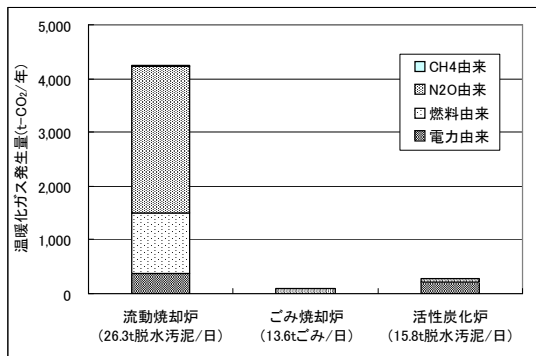


図 6-3 C 技術の CO₂ 発生量(横型メタン発酵槽)

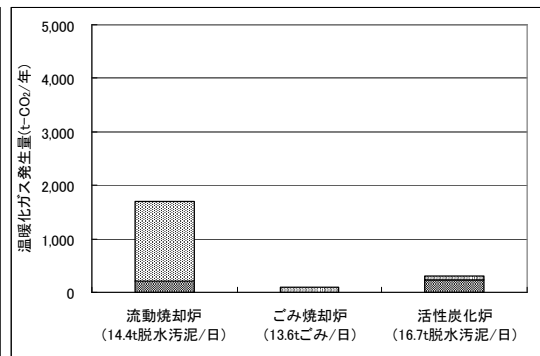


図 6-4 C 技術の CO₂ 発生量(既設消化槽)

化ガス発生量の削減が可能になる。

・低温炭化技術

炭化技術に関しては、現在、低温炭化技術(炭化温度：250～350℃)の開発が行われている。低温炭化では燃料として回収できる熱量が多く、燃料利用先で削減できる温室効果ガス量が多いため、流動焼却炉、高温炭化技術(炭化温度：600～800℃)と比較して温室効果ガス削減量が圧倒的に大きい²⁾。

消化汚泥を固形燃料化した場合、全般的に、未消化汚泥と比較して 2.1～3.6MJ/kgDS ほど発熱量は低くなるが、300℃で炭化したものは 17.7～18.8MJ/kgDS の発熱量となり、未消化汚泥の乾燥燃料と比較しても同等の値を示すという試算結果がある³⁾。さらに、消化ガスを補助燃料として利用することでエネルギー収支は大幅に改善することが期待される。このことから、低温炭化技術の開発は、熱量としては不利となる消化汚泥の利用を可能とするものである。

・焼却代替技術

地方中小都市の下水処理場規模を想定し、乾燥および炭化技術について焼却代替技術として検討を行い、コスト目標だけでなく、温暖化ガス削減においても優れていることが明

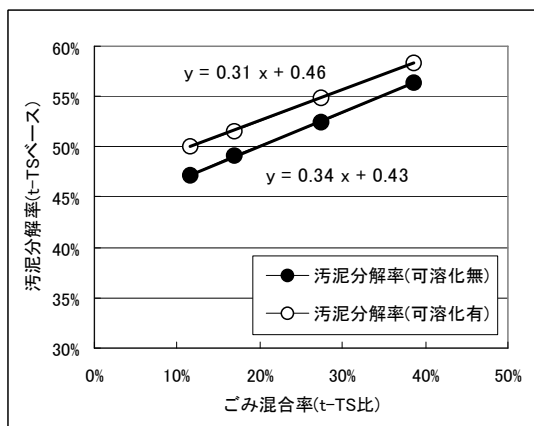


図 6-5 E 技術の汚泥分解率向上

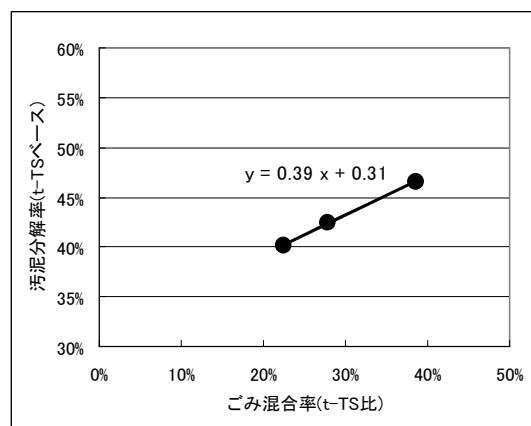


図 6-6 F 技術の汚泥分解率向上

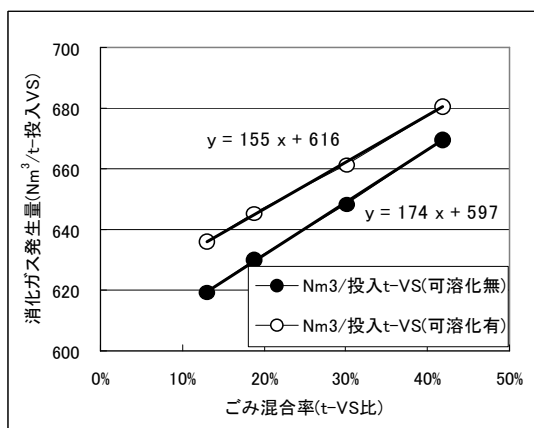


図 6-7 E 技術の消化ガス発生量

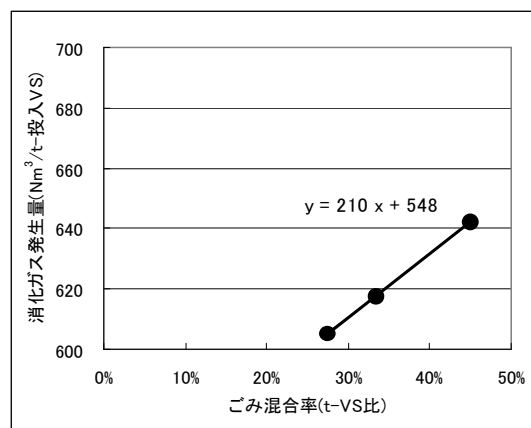


図 6-8 F 技術の消化ガス発生量

らかとなった。特に、消化ガスを利用すると大幅な温暖化ガス発生量の削減が可能になることから、現段階で焼却処理を行っていない地方中小都市においても、既存の嫌気性消化施設を有するケースでは、下水汚泥の有効利用促進のため新たに乾燥および炭化技術を導入する場合なども想定される。また、低温炭化技術の開発は、こうした新たな施設の導入の場合において、検討の幅が広がるものと期待される。

6-3-2. 嫌気性消化の新たな役割

・メタン発酵技術

図 6-5、図 6-6 に示されるように、生ごみの混合割合が TS 比で 10%増加するのに伴い汚泥分解率も TS ベースで 3%から 4%程度向上した。さらに、図 6-5 に示すように、E 技術では超音波処理による可溶化処理で汚泥分解率が TS ベースで 2%から 3%程度上積みされた。

また、図 6-7、図 6-8 は汚泥分解率に伴う消化ガス発生量の増加を示したものである。生

ごみの混合割合が VS 比で 1%増加するのに伴い、消化ガスの発生量も 1t 投入 VS 当たり 1.6Nm^3 から 2.1Nm^3 増加する結果となった。さらに、図 6-7 に示すように、E 技術では超音波処理による可溶化処理で消化ガス発生量が 1t 投入 VS 当たり 10Nm^3 から 15Nm^3 程度上積みされた。

LOTUS Project<グリーン・スラッジ・エネルギー技術>の資料¹⁾から、メタン発酵技術は発電コストの目標を満足するだけでなく、生ごみ等の他の都市バイオマスとの混合消化や超音波処理などの可溶化処理の採用で汚泥分解率が向上し消化ガス発生量が増加することが明らかとなった。さらに、バイオガス発電の導入により温暖化ガス削減効果が大きいことも示されている。このことから、メタン発酵技術の導入時には他の都市バイオマス利用を考慮すること、また、必要に応じて可溶化処理の検討を行うことになると考えられた。

・エネルギー消費量の評価

汚泥処理を対象にしたエネルギー消費量の評価に関連して、様々な研究が行われている。燃料化(乾燥・炭化)、ガス化、焼却の処理方式について、投入エネルギーと生産エネルギーを比較した報告がある⁴⁾。その結果、製品熱量の多い乾燥ではエネルギー消費がマイナスとなっている。また、消化ガスのエネルギーを考慮すると、乾燥だけでなく低温炭化もエネルギー収支がマイナスとなっている。

また、個々の処理プロセスを組み合わせる様々な汚泥処理システムを規模別に比較評価できるシミュレーションプログラムでは、溶融プロセスを導入する場合、余剰消化ガスを乾燥プロセスで熱利用することで、通常の焼却プロセスと同程度のエネルギー消費量となることが想定された。また、どの因子(最終処分量、一次エネルギー消費量、 CO_2 排出量)を優先するかで、最適な汚泥処理システムが規模別で変わることが論じられている⁵⁾。

汚泥処理プロセスを任意に選択することのできるシミュレーションプログラムでシナリオ分析が行われた結果、乾燥汚泥を固形燃料化するシステムがよいことが示された⁶⁾。また、溶融プロセスを組み込む場合、溶融炉に投入される汚泥量を低減させる(灰溶融)ことが効果的とされた。エネルギー的に最適なシステムは消化によりエネルギーを回収したのち火力発電所で燃料利用するものであった。

これらの研究成果では、汚泥処理システムに嫌気性消化を組み込むことで、エネルギー消費量が改善されることが示されている。また、前節で検討を行った CO_2 排出量だけでなく、エネルギー収支面においても、乾燥・炭化技術が優れているとされた。

・嫌気性消化の新たな役割

地方中小都市から中核都市の下水処理場規模で下水汚泥と生ごみとの混合消化について検討を行い、生ごみの混合割合が増加するのに伴い、汚泥分解率が向上するとともに、消化ガスの発生量も増加することが明らかとなった。今後、し尿処理施設や一般廃棄物の焼却施設の老朽化に伴い、既存の下水処理場の嫌気性消化施設を活用することで、地域バイオマスを活用した総合メタン発酵施設の実現が期待される。

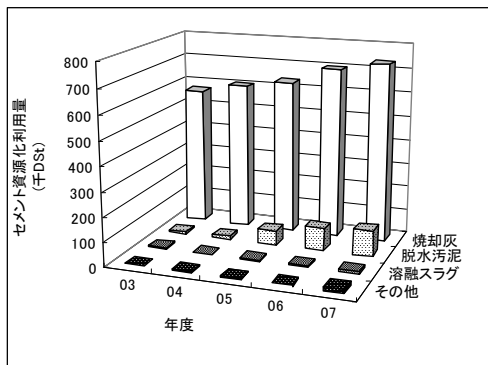


図 6-9 セメント資源化量の推移

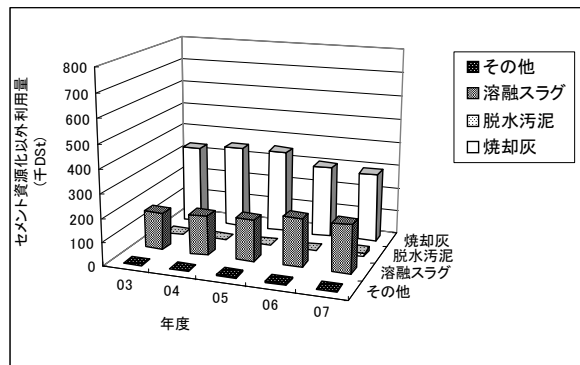


図 6-10 セメント資源化量以外の推移

また、エネルギー消費量に関する種々の研究において、バイオガスを自家消費する嫌気性消化の役割が評価されていることが明らかとなった。溶融プロセスを導入する場合、余剰消化ガスを乾燥プロセスで熱利用することで、通常の焼却プロセスと同程度のエネルギー消費量との評価結果もある。このように、個々の汚泥処理プロセスを対象とした評価において、CO₂ 排出量やエネルギー消費量だけでなく、最終処分量の削減につながる溶融スラグの有効利用なども含めた多様な面からの評価を可能にすることが、嫌気性消化の新たな役割になると考えられる。

6-4. ビジネスモデルの事例

これまで、自治体は、主として焼成レンガ・ブロックなどの建設資材化に取り組んできたが、公共事業での利用が少なくなると、リサイクル製品の需要先が少なくなる問題があった。また、民間企業が原料として利用するには、他の天然材料と比較して下水汚泥の発生量が相対的に少ないことから多品種、大量生産に向かないなど、需給バランスに問題がみられた。ここでは、下水汚泥有効利用の成功事例のビジネスモデルや最近の検討事例を取り上げ、下水汚泥の 100%有効利用の可能性を検討する。

・セメント資源化のビジネスモデル

一般的に、セメント工場では、近傍の都市の焼却灰をトラック輸送で受け入れていた。

図 6-9、図 6-10 に最近の建設資材利用に関して、セメント資源化量とセメント資源化量以外の推移を示す。図 6-9 に示すように、セメント資源化される処理形態の分類では、焼却灰がほとんどを占めるものの、近年、脱水汚泥の伸びも目立つことが分かる。セメント資源化は次のビジネスモデルにより転機を迎えた。

岡山市では、セメント会社と共同し、JR 貨物の協力を得て、消化汚泥のセメント資源化を図るため、JR 貨物を利用した長距離輸送(350km)の検討を行い、2000 年 5 月から実施している。モーダルシフト、環境面や安全性を考慮して、従来のトラック輸送を鉄道や海上輸送へ転換させることを検討したものである^{7),8)}。

海上輸送は、積み出し基地の確保、臭気対策等の設備で懸念材料が残る結果となった。

一方、鉄道輸送では、JR 貨物輸送で使用されている特殊有蓋コンテナおよびダンプトレーナーの利用を想定し、輸送途上での問題、特に脱水ケーキの臭気、有害ガスの発生等について調査を行った。その結果、脱水汚泥の温度は汚泥の熱容量が大きいと、外気温の変化にあまり影響を受けず一定であり、臭気等の発生原因となる反応が活発とならないと推測された。

また、汚泥輸送に関するリスク分析により、トラックと鉄道輸送を比較した結果、トラックは鉄道の 20 倍のリスクがあると算定された。リスクの誘因別では日常運行の割合が、受け手別では地球環境に対する割合がそれぞれ大きかった。なお、品質面について、セメント会社の受け入れ基準である含水率 75~85%、Cl 1,000ppm 以下、P₂O₅2%以下は、何れも満足するものであった。

本ビジネスモデルの特長として、専用コンテナによる鉄道輸送を採用したことで一挙に長距離輸送が可能となったこと、また、セメント工場のセメントキルンで脱水汚泥を直接燃焼するため、下水処理場での焼却処理が不要となったことなどがあげられる。

・燃料化のビジネスモデル

次に、取上げるのは燃料化のビジネスモデルである。地球温暖化対策の観点から、燃料化は石炭火力発電所の燃料として利用拡大が期待される。愛知県では、下水汚泥の燃料化に向けて、運転維持管理、燃料化物の買い取りの 2 契約を含んだ基本協定(事業期間 20 年)が締結された⁹⁾。施設の基本設計では、燃料化施設単独での整備(単独化)と、既存施設との共有整備(共有化)がリスク分担、コスト負担などの観点から検討された。その結果、汚泥供給設備、排水処理設備などが共有化され、既存施設への影響評価が行われた。

燃料化の場合、維持管理まで含めた長期間の契約が、従来に見られない特長である。一方で、下水処理場で炭化したものを、石炭火力発電所までトラック輸送することになるが、トラック輸送のため中距離(100km 程度)輸送となり、供給元のエリアが一定の範囲に限定される。また、最終的に、下水汚泥は石炭灰やフライアッシュの一部となってマテリアル利用が行われることになる。

・コンポストのビジネスモデル

一般的に、コンポスト工場では、高分子系脱水汚泥をトラック輸送で受け入れ、木材チップ等の副資材と混合発酵させている。また、コンポスト製品は、日用品店等で緑農地用の肥料として販売される。ここでは、石灰系脱水汚泥を主体として通性嫌気発酵によりコンポスト化した植栽基盤土壌改良材に着目する。

このコンポスト会社では、石灰系脱水汚泥を全国の下水処理場から収集し、地元の工場でコンポスト化を行うシステムを採用している。一般的に、緑化事業では植栽後に耕運が行われることは皆無に等しく、踏圧を受ける場所では、極めて酸素が少ない条件下となるなど悪条件が多い。その特徴を考慮し、酸素消費量の少ない通性嫌気発酵で熟度を高めた、劣悪土壌を対象としても施用後に酸素欠乏やガス発生を起こさないコンポスト製品が開発された。現在、このコンポスト製品は全国各地の緑化分野で広く使用されている¹⁰⁾。

石灰系脱水汚泥は、真空式、加圧式など特定の汚泥脱水機に限られる。遠心脱水機など現在普及している汚泥脱水機では、減量化の目的もあり、高分子系凝集剤が用いられるのが一般的である。そのため、原料となる石灰系脱水汚泥は全国から収集する必要があるが、コンセプトを持った独自の製品開発により、コンポスト製品に付加価値を高めることで対応している。

・リン資源化の検討事例

近年、肥料原料となるリン鉱石が高騰し、焼却灰に含まれるリンが注目されており、「下水道におけるリン資源化検討会」において広域循環型のフィジビリティスタディが実施された¹¹⁾。

大阪湾フェニックスに搬入される焼却灰から、灰アルカリ抽出法または部分還元溶融法によりリンを回収するものである。各々、副産リン酸肥料、熔成汚泥灰複合肥料として利用されることになるが、品質管理面において、含有すべき主成分の最小量および含有を許される有害成分の最大量が定められており、原料段階および製造段階でのモニタリングなど品質管理が求められる。また、肥料メーカーと下水道管理者の役割分担、連携体制が重要となる。本検討事例は、広域型の埋立処分地に搬入される焼却灰を活用する点に特長がある。リン回収施設は、自治体の共同施設としての建設が想定されるが、燃料化施設の場合と同様に、運転維持管理、中間製品の買い取りなどについて、肥料会社との基本協定が必要になる。

・ビジネスモデルの事例

上記で取上げたビジネスモデルのうち、石灰系脱水汚泥をコンポスト化した植栽基盤土壌改良材は、民間会社独自のノウハウを生かした製品開発である。発生量の少ない石灰系脱水汚泥を用いることもあり、普及の面では限定されるが、付加価値の高い製品として、原料、製品とも全国的な規模での流通が可能となっている。

セメント資源化では、鉄道輸送により長距離輸送が可能となった。特殊有蓋コンテナの使用がポイントであるが、現在、その適用エリアは西日本から関西にまで拡大している。今後の普及では、搬入先であるセメント工場の処理能力や処理コストが課題になるものと思われる。

また、燃料化では、長期間にわたって石炭火力発電所に燃料を供給することで、安定した有効利用が可能となる。コンポスト工場とセメント資源化の事例が、利用者に主導権があるのに対して、燃料化では製造者と利用者が契約を締結する点に特長がある。適用エリアに関しては、発電所が地域的に偏在していることと、トラック輸送のため中距離(100km程度)輸送となることから、一定の範囲に限定された地域になるものと考えられる。

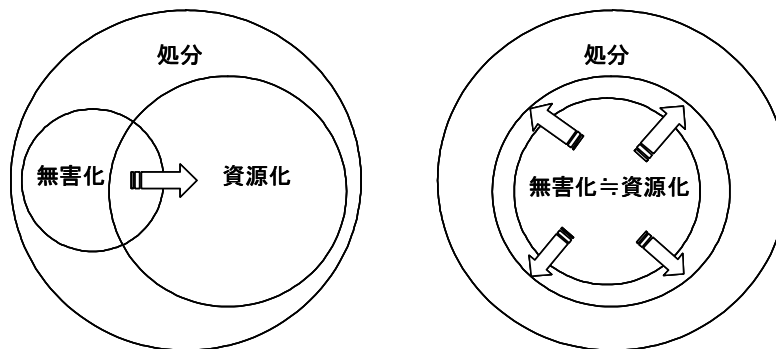


図 6-11 无害化と資源化の概念図

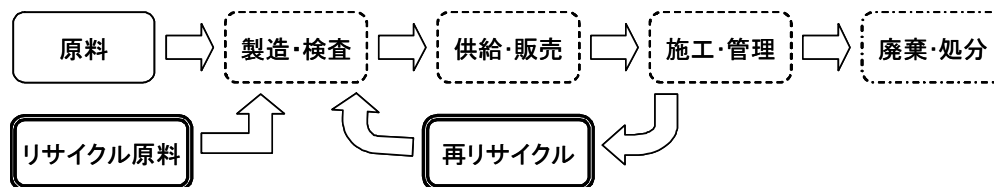


図 6-12 品質管理と再リサイクルの関係

6-5. マテリアル利用の効率化

下水汚泥の有効利用について、焼却灰の无害化、熔融スラグによる資源化などで用いた「无害化」および「資源化」の概念について図 6-11 に示す。

左側の図はリサイクル製品の製造者の立場からみた想定である。コンポスト化やセメント原料は「資源化」であるが、リサイクル原料として下水処理場から搬出される段階では「无害化」されていない。コンクリート固化や薬剤処理により「无害化」したものでも処分する場合もある。「无害化」と「資源化」の重なった部分は、熔融スラグ、コンクリート二次製品および焼成品などが想定できる。一方、右側は利用者の立場からみた想定である。利用者は、環境安全性の確保の観点から、リサイクル原料としての「无害化」を前提としているものと考えられる。

次に、図 6-12 に品質管理の一連のフローと、リサイクル原料、再リサイクルの関係を示す。効率的な有効利用を行ううえでは、品質基準に基づいて、製造、検査を行うだけでなく、供給体制の整備や施工方法の指導まで、工程全体に係わる品質管理が重要と考えられる。「再リサイクル」の概念は、リサイクル製品の製造者にとっては余り馴染みがない。

効率的な「再リサイクル」を行うためには、製造者と利用者の両者の考えを調整する必要がある。リサイクル原料の全てが環境安全性を確保することが理想であるが、まずは、リサイクル原料については環境安全性の向上を図り、リサイクル製品について環境安全性を確保することで、利用者の理解、協力を得ていくことが重要となる。

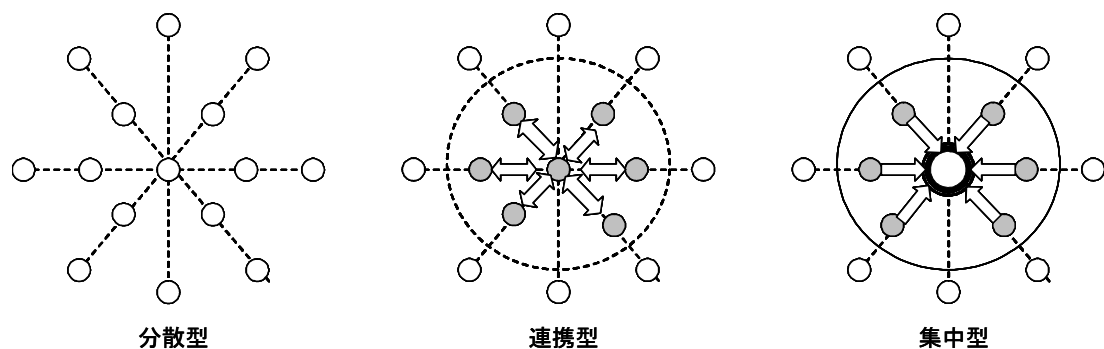


図 6-13 リサイクル形式の分類

図 6-13 はリサイクル形式を模式図に示したものである。個々の印を下水処理場と想定すれば、分散型は同じ自治体に所属する複数の下水処理場、集中型の中央の施設は汚泥の集約処理施設となる。また、個々の印を都市と想定すれば、分散型の事例としてはコンポストなどの地域循環、集中型はセメント資源化や燃料化で、中央の施設はセメント工場や火力発電所となる。この図では、分散型と集中型の他に連携型を提示しているが、次にその事例を示す。

まず、個々の印を自治体の関連施設として、地域循環の連携型を想定する。下水処理場を対象とする場合、複数の下水処理場で嫌気性消化を行い、個々の処理場ではバイオガスを利用し、下水汚泥は集約処理施設でリサイクル製品を製造するケースが想定される。これに対して、下水処理場と都市ごみ焼却場を対象とする場合、都市ごみ焼却場で都市ごみと下水汚泥の混合焼却を行い、下水処理場は都市ごみ焼却場からごみ発電の供給を受けるケースが想定される。前者は個々の処理場でエネルギー利用を行ってから集約処理施設でマテリアル利用を行う段階的なリサイクルであり、後者は下水汚泥を燃料と考えれば都市ごみ焼却場とのエネルギー交換と考えることができる。

次に、個々の印を都市として、焼却灰、溶融スラグの広域循環の連携型を考える。表 6-5 は焼却灰・溶融スラグの地域別貯存量を示している。焼却灰はほぼ半分が関東に、約 26%が近畿、約 10%が中部にと 3 大都市圏を中心に偏在している。ところが、セメント生産は 3 大都市圏の近傍ではなく、中四国、九州に片寄った分布となっている。これは、資源量が豊富で臨海部に近い石灰石鉱山がある中四国から、3 大都市圏に海上輸送を行った方が効率的な理由によるものである。

このため、3 大都市圏ではセメント資源化としての有効利用量が限られたものとなり、焼却灰のリサイクルを行う必要がある。現在、個々の都市で実用化しているものとして、改良土プラントやアスファルトフィラーなどがある。焼却灰を対象とした広域循環の循環型としては、複数の都市が連携して建設資材化を行うプラントを設置し、個々の都市から焼却灰を集約し、リサイクル製品を製造したうえで、搬出元の都市で有効利用を行うことが考えられる。

表6-5 焼却灰、溶融スラグの地域別貯存量(2008年度)

	焼却灰 t/年	溶融スラグ t/年	焼却灰	溶融スラグ
北海道	24,003	0	8.2%	0.0%
東北	8,448	2,748	2.9%	7.4%
関東	140,923	225	48.3%	0.6%
北陸	2,692	900	0.9%	2.4%
中部	30,046	836	10.3%	2.3%
近畿	75,049	30,135	25.7%	81.5%
中国	2,202	0	0.8%	0.0%
四国	1,620	0	0.6%	0.0%
九州	6,817	2,150	2.3%	5.8%
計	291,800	36,994	100.0%	100.0%

注) H22年版下水道統計による

また、溶融スラグについては、約 82%が近畿に集中している。エコスラグ利用普及センターの資料によると、近畿地方には溶融処理施設が 26 施設あるが、そのうち下水污泥溶融処理施設も 10 施設を占める¹²⁾。地域内の溶融スラグの利用拡大を図るうえで、兵庫県が取り組んでいる仕組みとして、流域の污泥処理施設で製造した溶融スラグを近傍の都市が利用する取り組みが参考となる。まずは、県単位でこのような制度を検討することが必要になると考えられる。また、一般廃棄物溶融処理施設がある場合には、一般廃棄物管理者と連携し、利用者である道路管理者などの理解、協力を得ることも必要になる。

溶融スラグを対象とした広域循環の連携型としては、環境安全性を含む品質管理とともに、リサイクル製品である溶融スラグの安定した供給体制の整備が重要となる。複数の処理施設で連携して、環境安全性を含む品質管理を徹底するとともに、リサイクル製品を使用した工事前のコンサルティング、施工や工事中の品質管理の技術指導が必要となる。

効率的な下水污泥有効利用の推進のため、グリーン購入のロングリスト等で課題とされた環境負荷削減、環境安全性および品質保証などについて、民間や自治体間の連携を強化し、利用者の理解・協力を得ながら、利用を拡大していくことが期待される。

6-6. 結語

効率的な下水污泥の有効利用を目的として、環境負荷削減・資源エネルギーを考慮した焼却代替としてのプロセス技術開発とともに、リサイクル製品の利用まで含めたビジネスモデルを事例として利用促進のためのシステムについて検討を行った。その結果、次のことが明らかとなった。

- 1) 乾燥、炭化技術は、焼却代替技術としてコスト目標だけでなく、温暖化ガス削減においても優れている。特に、消化ガスを利用すると大幅な温暖化ガス削減が可能になる。
- 2) 個々の污泥処理プロセスを対象とした評価において、CO₂排出量やエネルギー消費量だけでなく、有効利用技術の導入も含めた多様な面からの評価を可能にすることが、嫌気

性消化の新たな役割になると考えられる。

- 3) リサイクル製品の利用者は、リサイクル製品ではなくリサイクル原料の無害化を求めていると考えられる。リサイクル原料の全てが環境安全性を確保することが理想であるが、先ずは、リサイクル原料については環境安全性の向上を図り、リサイクル製品について環境安全性を確保することで、利用者の理解、協力を得ていくことが重要となる。
- 4) 溶融スラグの利用促進のためには、環境安全性を含む品質管理を徹底するとともに、スラグ単体やリサイクル製品を対象とした供給体制の整備が重要となる。また、リサイクル原料を使用した工事前のコンサルティング、施工や工事中の品質管理の技術指導も必要となる。

地球温暖化対策として、嫌気性消化によるエネルギー回収が注目されているが、そのエネルギーを下水処理場で自家消費することでエネルギー収支が改善され、下水汚泥有効利用技術に関する評価が変わってくる可能性がある。そのためには、バイオガスを十分に活用する技術の開発が重要になるものと考えられる。

また、セメント資源化のビジネスモデルにおいては、トラック輸送から鉄道輸送への切り替えにより、一気に長距離輸送が可能となった。ここでは、輸送時の臭気対策として、特殊有蓋コンテナが使用されていることがポイントとなっている。個々のプロセス技術の開発だけでなく、有効利用のためのシステム開発の必要性が高まっている。

最後になるが、グリーン購入のロングリスト等で課題とされた環境負荷削減、環境安全性および品質保証などについて、一つ一つ解決を図っていくことで、利用者の理解、協力を得ながら、下水汚泥の有効利用を推進することが望まれる。

第6章 参考文献

- 1) 「下水汚泥資源化・先端技術誘導プロジェクト」(LOTUS Project)技術評価書、下水道技術開発プロジェクト(SPIRIT21)委員会、2007年3月および2008年1月
- 2) 上田厚志、椎屋光昭、恩田佳則：石炭火力発電所に適した下水汚泥燃料化技術の開発(第2報その①)、第45回下水道研究発表会講演集、pp.154-156、2008
- 3) 照沼誠、橋本康弘、小島浩二、茨木誠：下水汚泥固形燃料化における嫌気性消化の影響について、第46回下水道研究発表会講演集、pp.236-238、2009
- 4) 内田賢治：下水汚泥のガス化、燃料化等についての必要エネルギー等に関する研究、年報(資源・エネルギー循環の形成)、下水道新技術推進機構、2008
- 5) 岩井良真、清和成、惣田訓、下田吉之、池道彦：下水汚泥のエネルギー利用システムの比較評価に関する研究、第18回廃棄物学会研究発表会、2007
- 6) 庄村沙都子、大下和徹、高岡昌輝：エネルギー消費量からみた下水処理システムの比較評価に関する研究、第45回下水道研究発表会講演集、pp.55-57、2008
- 7) 友實武則、片岡楠彦、増田耕太郎：下水汚泥のセメント資源化におけるモダリティシフト、再生と利用、vol.24、no.90、日本下水道協会、2001

- 8) 三垣千秋：岡山市における下水汚泥脱水ケーキのセメント減量化の推進について、再生と利用、vol.25、no.97、日本下水道協会、2002
- 9) 中筋康之、岩田勝則：下水汚泥燃料化事業の実施に向けて～愛知県衣浦東部流域下水道事業の例～、第 47 回下水道研究発表会講演集、pp.456-458、2010
- 10) ㈱立山エンジニアリング HP(<http://www.tateyama.com/>)
- 11) 下水道におけるリン資源化検討会資料、(財)下水道新技術推進機構、2010
- 12) 全国の溶融処理施設(2008 年 3 月現在)エコスラグ利用普及センター HP(<http://www.jsim.or.jp/ecoslag/index.html>)、(社)日本産業機械工業会

第7章 結論

下水道システムを持続的に維持管理するためには、下水汚泥の効率的な処理処分が重要となるが、汚泥処理の省エネルギー化とともに、最終処分地の制約や天然資源の確保の観点から、下水汚泥の有効利用が求められる。近年の建設資材利用の進展、特に、セメント資源化の進展に伴い、有効利用の割合は約76%まで高まっているものの、処理形態の約68%を占める焼却灰の約3分の1は利用されていない。

下水汚泥を原料とするリサイクル製品を始めとして、リサイクル製品に対しては環境安全性の確保が課題となっており、重金属溶出量や含有量の自主的管理などが重要となっている。さらに、リサイクル製品利用者の理解や協力を得るためには、環境安全性の確保とともに、再リサイクル性の考慮など、リサイクル製品の利用から廃棄に至るまでの品質管理が求められる。

一方、地球温暖化の顕在化や世界的な資源・エネルギー需給の逼迫が懸念され、循環型社会への転換、低炭素社会の構築が求められており、下水道システムについて資源・エネルギーを活用・再生する循環型システムへ転換することが必要となっている。このため、下水汚泥の有効利用でもバイオガス利用やリン資源の回収が注目されており、今後は、マテリアル利用とエネルギー利用の整合が重要になると考えられる。

そこで、本研究では、下水汚泥の有効利用促進を目的に、リサイクル製品の製造者だけではなく利用者の視点も含めて、汚泥処理やリサイクル製品の製造過程に着目し、環境安全性や品質基準を確保したうえで、効率的に有効利用することについて検討を行った。

下水汚泥を原料とするリサイクル製品の環境安全性の確保を目的として、原料となる下水汚泥が発生する下水処理過程での重金属の挙動を把握し、重金属制御の可能性について検討を行った。また、下水汚泥の粉体特性を活かした利用用途として、新たなコンクリート混和材料の開発を行い、以下のような知見を得ることができた。

1. 重金属の挙動・制御

- 1) 全国調査では、Cu、Zn および Ba の除去率が、それぞれ 83%、62% および 90% と算出された。Cu、Zn だけでなく、Ba も固形性濃度の割合が高く、下水処理過程で除去されやすい傾向があることが分かった。また、焼却処理における重金属の濃縮率が約 4～8 倍であるのに対して、熔融処理での濃縮率は Cr を除き約 1～5 倍と低い値となった。特に、Zn、Cd および Pb は、熔融処理で揮発蒸散していることが想定された。
- 2) 詳細調査では、下水処理過程で除去率の低い B を除き流入水の濃度と脱水汚泥の濃度が同じ傾向を示していた。また、一次処理における SS 画分割合と一次処理除去率については、明確な関係はみられなかった。一方、二次処理においては、SS 画分割合と二次処理除去率は概ね正の相関関係が得られており、固形物に由来する元素は生物処理により比較的除去されやすいものと考えられる。

- 3) 詳細調査により重金属の収支を計算した結果、B は 96%が、Mn、Co、Ni および Mo は約 60-80%が放流水により排出されることが分かった。次に、Ag は 81%が焼却灰により、Cu、Cd、Sb、Ba および Pb は約 80-90%が焼却処理により排出されるが、Ag 以外は焼却処理のうち排ガス系負荷が約 10-20%と高いことが分かった。最後に、Se は 45%が、Cu、Cd および Pb は約 25~30%が汚泥処理系の負荷であることが分かった。
- 4) 流入水の原因単位と脱水汚泥の含有量を算出し、既存のデータとの比較を行った。その結果、流入水では B がやや高く、脱水汚泥では Ni が高く、Zn が低い値を示した。この他、脱水汚泥については新たに多くの重金属濃度を示すことができた。また、Se が焼却炉で揮発し、返流水による負荷が大きな割合を占める場合、焼却灰の Se 含有量に影響を与えている可能性があることが示された。

2. 粉体特性を活かしたリサイクル製品

- 1) 高分子系焼却灰をバーナ火炎中で熔融、球状化させて得られる球形灰は、①ベアリング効果により流動性が高い、②重金属の溶出が期待できる、③吸水性が低い、等の特長が期待された。高流動コンクリートへの適用では、品質基準をほぼ満足する結果となり、高流動コンクリート用混和材として利用できる可能性を示すものであった。
- 2) $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 飽和溶液を用いた溶出試験では、アルカリ性の環境で Ca が吸収され、球形灰からは K、Na および Al の溶出がみられたが、P の溶出はみられなかった。一方、 CaSO_4 飽和溶液を用いた溶出試験では、中性の環境で Ca の吸収はみられず、球形灰からは Al の溶出もみられなくなった。このため、アルカリ性の環境で発生する Ca の吸収と Al の溶出がアルカリ崩壊と関係があるものと考えられた。
- 3) Al の溶出防止対策として、消石灰を予め添加した後に熱処理を行った球形灰を用いて溶出試験を行ったところ、消石灰添加率が高いほど Ca 吸収量と Al 溶出量が低下する傾向がみられた。

以上のことから、重金属種類によって、活性汚泥法による下水処理でもかなり除去できるものがあり、除去機構については固形性濃度との関連が想定された。また、重金属収支では、汚泥処理系からの返流水が大きな割合を占めているものがあることが分かった。また、粉体特性を活かしたリサイクル製品の検討過程において、水硬性のある高炉スラグと異なり強度発現効果は認められなかったが、石灰石粉末や熔融スラグ粉砕品と同程度の強度は得られることから、活性のないコンクリート混和材として利用が期待されることが明らかとなった。

リサイクル製品の利用者の立場から、熔融スラグの JIS 化を事例として、コンクリート用骨材として利用する際の品質確保と長期的な耐久性について検討を行い、以下のような知見を得ることができた。

3. リサイクル製品の品質管理

- 1) 空冷スラグは置換率を 50%程度以下にすれば、また、結晶化スラグは置換率を 70%程

度にすれば、天然碎石とコンクリート配合はほとんど変わらず、配合が同じ場合の 28 日圧縮強度も大きな差がないことが分かった。

- 2) しかし、凍結融解抵抗性を考慮すると、抵抗性を確保するためには、水セメント比を 55%以下にすることが必要であり、空冷スラグは置換率を 30%以下とすることが安全であり、結晶化スラグは置換率を 50%以下とすることが望ましいと考えられた。
- 3) 長期暴露試験において、結晶化スラグを使用した供試体は、置換率 0%のものと比べて、置換率や粗骨材の形状による強度の差が認められなかった。空冷スラグを使用した供試体は、置換率 50%で 20%程度圧縮強度が低下したが、引張強度、曲げ強度では差が認められなかった。

以上のことから、下水汚泥溶融スラグ骨材については、しっかりとした品質管理を行うことで、天然碎石とほぼ同等の強度を発現できるものと判断できた。今後は、環境安全性の確保について利用者の理解を得ながら使用実績を積み重ねていくとともに、製造時の品質管理や供給体制の整備を通して、利用者の協力を得られるようになることが重要と考える。

最後に、マテリアル利用とエネルギー利用の整合など、効率的な下水汚泥有効利用について検討を行った。

4. 効率的な下水汚泥有効利用

- 1) 乾燥、炭化技術は、焼却代替技術としてコスト目標だけでなく、温暖化ガス削減においても優れている。特に、消化ガスを利用すると大幅な温暖化ガス削減が可能になる。
- 2) 個々の汚泥処理プロセスを対象とした評価において、CO₂排出量やエネルギー消費量だけでなく、有効利用技術の導入も含めた多様な面からの評価を可能にすることが、嫌気性消化の新たな役割になると考えられる。
- 3) リサイクル製品の利用者は、リサイクル製品ではなくリサイクル原料の無害化を求めていると考えられる。リサイクル原料の全てが環境安全性を確保することが理想であるが、先ずは、リサイクル原料については環境安全性の向上を図り、リサイクル製品について環境安全性を確保することで、利用者の理解、協力を得ていくことが重要となる。
- 4) 溶融スラグの利用促進のためには、環境安全性を含む品質管理を徹底するとともに、スラグ単体やリサイクル製品を対象とした供給体制の整備が重要となる。また、リサイクル原料を使用した工事前のコンサルティング、施工や工事中の品質管理の技術指導も必要となる。

以上のことから、地球温暖化対策として、嫌気性消化によるエネルギー回収が注目されているが、そのエネルギーを活用することでエネルギー収支が改善され、溶融プロセスが見直されるなど汚泥処理技術に関する評価が変わってくる可能性があることが分かった。そのためには、バイオガスを十分に活用することのできる技術開発が重要になるものと考えられた。

リサイクル製品はコスト、品質、流通等の理由により市場での競争力が不十分とされてきた。その中で、品質面では **JIS** 規格に環境安全性が盛り込まれるなど一定の判断基準が策定された。コストに関しては、有効利用促進の観点からの評価も必要である。また、安定生産や供給体制の整備など流通面での工夫が重要となる。

今後、検討すべき課題を次に示す。

- ・ リサイクル原料として大きな割合を占める焼却灰の安全性向上。また、リサイクル原料に要求される品質が汚泥処理と一体的なプロセスで得られる焼却代替システムの開発。
- ・ **JIS** 化などで定められた品質基準を確保するための、リサイクル原料生産過程およびリサイクル製品製造過程での品質管理手法の確立。
- ・ バイオガスなどエネルギー利用と一体となったリサイクル製品の製造。さらに、安定供給体制の確立により、利用者の理解・協力を得る。
- ・ 集中型の広域循環では流域管理と一体となったビジネスモデルの検討。また、分散型の地域循環ではコンポストなど地域運営と一体となったビジネスモデルの確立。

用語等の一覧

第 1 章

- ・ EU15 : 2004 年までに EU に加盟した国
- ・ EU12 : EU 新規加盟国
- ・ 86/278EEC : 1986 年の EC の環境と浄化汚泥に関する指令
- ・ 99/31/EC : 1999 年の EC の埋立処分場指令
- ・ NEBRA : North East Biosolids and Residuals Association
- ・ NACWA : National Association of Clean Water Agencies
- ・ リサイクル製品認定制度 : 都道府県等の地域内で生産されるリサイクル製品について、品質および環境安全性の基準を待たしたものを認定する制度
- ・ 循環資源 : リサイクル製品に使用される建設副産物、廃棄物、農業副産物などをさす

第 2 章

- ・ ASRT : Aerobic Sludge Retention Time(反応槽の好気性条件部分における固形物滞留時間)
- ・ 薬剤処理 : 薬剤処理により有害物の溶出抑制を行うもの
- ・ 水熱反応 : SiO_2 と Ca を水熱条件化で反応させることにより、ケイ酸カルシウム(トバモライト)を合成し、有害物を結晶中に閉じ込めることにより溶出抑制を行うもの
- ・ エージング : 養生、屋内または屋外に静置して自然に安定化させる技術、有害物の安定機構として炭酸化あるいは鉱物化が想定される
- ・ MAP : リン酸マグネシウムアンモニウム
- ・ HAP : リン酸カルシウム的一种であるヒドロキシアパタイト
- ・ MCI : Maintenance Control Index(舗装維持管理指数)
- ・ ポゾラン : それ自体水硬性をほとんど有さないが、水の存在下、常温で水酸化カルシウムと徐々に反応し、不溶性の化合物をつくって硬化する微粉末状のシリカ質材料のこと
- ・ グリーン購入法 : 国等による環境物品等の調達の推進等に関する法律
- ・ ロングリスト : 特定調達品目候補群
- ・ TR : Technical Report(標準情報)
- ・ JIS : Japanese Industrial Standards(日本工業規格)
- ・ JAS : Japanese Agricultural Standards(日本農林規格)
- ・ 粒形判定実績率 : 実績率とはある容器の中に入った碎石の占める容積の割合、粒形の判定に用いられる、溶融スラグ粗骨材は 55%以上
- ・ 塩基度 : CaO/SiO_2 比、塩基度 1 前後が融点が低く流動性もよい
- ・ エコスラグ : 自治体で生産される一般廃棄物や下水汚泥の溶融スラグ

第 3 章

- ・ PRTR：特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律
- ・ ICP-MS: Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometer(高周波誘導結合プラズマ質量分析計)

第 4 章

- ・ 単位水量比：天然碎石を用いたコンクリートに必要な水の量を 100%とした比率(%)
- ・ 圧縮強度比：天然碎石を用いたコンクリートの強度を 100%とした比率(%)
- ・ 強熱減量：セメントを 900~1000℃で強熱したときの質量減少量(%)
- ・ (真)比重：間げき部分を見捨て、粒状体を微粉砕して求めた比重
- ・ 比表面積(BET 法)：粉体粒子表面に吸着占有面積の判った分子を液体窒素の温度で吸着させ、その量から試料の比表面積を求める方法(m^2/g)
- ・ 比表面積(ブレン法)：粉末を圧縮してつくった層の内部に空気を透過させてその透過速度から比表面積を求めたもの(cm^2/g)
- ・ スランプフロー値：フレッシュコンクリートの軟らかさの程度を表す指標、スランプコーンを引き上げた後の試料の直径(cm)
- ・ V ロート流下時間：フレッシュコンクリートが狭隘部を通過する際における流れ易さ、すなわち変形性能の指標(sec)

第 5 章

- ・ AE 剤：作業能率の向上や、凍結・溶解耐性を高める目的でコンクリート中に空気泡を発生させる（空気連行性）ために混和される界面活性剤
- ・ AE 減水剤：コンクリート中に独立した多数の微細な空気泡を連行し、その単位水量を減少させることにより、ワーカビリティや凍結融解に対する抵抗性を改善するために用いる混和剤、AE 剤の空気連行作用と減水剤のセメント分散作用を併せ持つ
- ・ 最適細骨材率：最適なコンシステンシーが得られる細骨材率、細骨材率を小さくすると、骨材の表面積の総和が少なくなりコンシステンシー(軟らかさの程度)を得るための単位水量が減少する、さらに細骨材率を小さくすると、コンクリートが材料分離しやすくなる
- ・ 静弾性係数：コンクリートに加えた力とその力によって変形した量の関係から求める
- ・ 動弾性係数：コンクリートに力を加えず、変形させず、コンクリートに超音波を当ててコンクリートの中の振動数から求める、動弾性係数は静弾性係数に比べて大きな値になり、コンクリートが劣化するほど小さくなる
- ・ 相対動弾性係数：凍害やアルカリ骨材反応によるコンクリートの劣化に伴う動弾性係数の低下度合いを表す指標

謝 辞

本論文を執筆するにあたり終始ご指導と激励をいただきました京都大学教授 津野 洋先生に衷心より厚くお礼申し上げますとともに、本論文の審査にあたり熱心にご指導くださいました京都大学教授 田中宏明先生、京都大学准教授 西村文武先生に深甚なる謝意を表します。

本研究は筆者が建設省土木研究所汚泥研究室在職中の平成 6 年度から取り組み、また、独立行政法人土木研究所材料地盤研究グループプリサイクルチームに配属された平成 16 年度から、さらに、取り組みを進めたものです。この間、久保忠雄 主任研究員、諏訪 守 主任研究員、宮本綾子 研究員、宮本豊尚 研究員、野崎眞司 交流研究員、坪井博和 交流研究員、望月淳 交流研究員、佐藤誠一 氏の諸兄には、一緒に実験、データ解析等に取り組んでいただきました。また、渡部春樹 室長、森田弘昭 室長、鈴木 穰 上席研究員、岡本誠一郎 上席研究員、落 修一 主任研究員から貴重な情報や助言をいただきました。ここに記して厚く感謝申し上げます。

下水処理過程における重金属の挙動に関する調査は、主として、公害防止等試験研究費「下水汚泥有効利用に伴うリスク評価に関する研究」の資料を用いて検討を行いました。本研究では、北村友一 主任研究員、峰松 亮 交流研究員、五十嵐 勲 交流研究員の諸兄には、一緒に実験、データ解析等に取り組んでいただきました。ここに記して心よりお礼申し上げます。

また、下水汚泥の粉体特性を活かした球形灰に関する実験は、建設省土木研究所の「バイオス粉体の特性と利用に関する共同研究」から取り組みを進めたものです。共同研究の構成員であるオルガノ株式会社、株式会社クボタ、中外炉工業株式会社、月島機械株式会社および太平洋セメント株式会社の皆様に感謝申し上げます。

さらに、下水汚泥溶融スラグに関する研究は、主として、JIS 化に際して立ち上げられた下水汚泥溶融処理研究会(下水汚泥溶融処理プロジェクト)の資料を用いて検討を行いました。関係自治体の方々をはじめ、皆様に感謝申し上げます。また、JIS 原案作成委員会の辻幸和委員長、依田彰彦顧問、川上勝弥委員はじめ関係各位からも、有益なご教示をいただきました。ここに記して心よりお礼申し上げます。

本研究の遂行は、実験に供する下水汚泥試料がなければ成し遂げられないものです。関係自治体の方々の、ご理解やご協力のもと行われました。ここに記して心より感謝申し上げます。

最後に、建設省土木研究所配属以来ご薫陶いただいた、京才俊則 博士、佐藤和明 博士はじめ、終始暖かいご支援をいただいた国土交通省、土木研究所、日本下水道協会、日本下水道事業団および下水道新技術推進機構の皆様に感謝申し上げます。